



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

**INHIBICIÓN DE BACTERIAS OXIDANTES DE NITRITOS EN BIOPELÍCULA
DE BIOFILTRO PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL

PRESENTA:

GABRIEL CASTELÁN RODRÍGUEZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. OSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ



MÉXICO, D.F.

JUNIO, 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	4
OBJETIVO GENERAL.....	6
ALCANCES.....	6
CAPÍTULO I ANTECEDENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	7
1.1 Procesos de tratamientos con biofiltros.....	7
1.1.1 Teoría de filtración.....	7
1.1.1.1 Operación.....	8
1.1.1.2 Tipos de filtros.....	9
1.1.1.3 Selección del medio.....	12
1.1.1.4 Mecanismos de filtración.....	13
1.1.1.5 Retrolavado.....	15
1.1.2 Procesos con biopelícula.....	16
1.1.2.1 Factores que afectan la formación de biopelículas.....	17
1.1.2.2 Desarrollo de la biopelícula.....	18
1.1.2.3 Composición de la biopelícula.....	19
1.1.2.4 Características biológicas.....	20
1.1.3 Filtración combinada.....	21
1.1.3.1 Filtros de lecho sumergido.....	22
1.1.3.2 Operación de filtros combinados.....	24
1.1.3.3 Factores que influyen sobre la operación y el funcionamiento.....	25
1.1.3.3.1 Efecto de la calidad del agua residual.....	25
1.1.3.3.2 Propiedades del medio filtrante.....	26
1.1.3.3.3 Carga orgánica.....	28
1.1.3.3.4 Dispositivo de aireación.....	28
1.1.3.3.5 Retrolavado.....	29
1.2 Nitrificación y desnitrificación.....	30
1.2.1 Nitrificación.....	31
1.2.1.1 Microbiología.....	31
1.2.1.2 Estequiometría.....	32
1.2.1.3 Factores que afectan la nitrificación.....	33
1.2.2 Desnitrificación.....	34

1.2.2.1 Microbiología.....	35
1.2.2.2 Estequiometría.....	35
1.2.2.3 Factores que afectan la desnitrificación	36
CAPÍTULO II PLANTEAMIENTO DEL PROYECTO	38
2.1 Justificación	42
DCAPÍTULO III DESARROLLO DEL EXPERIMENTO	44
3.1 Consideraciones y condiciones iniciales.....	44
3.2 Variables del Proceso Biológico.....	47
3.3 Variables de Operación Hidráulica.....	48
CAPÍTULO IV MATERIALES Y METODOLOGÍA.....	51
4.1 Equipos.....	51
4.2 Configuración del filtro a nivel laboratorio.....	60
4.3 Operación del filtro.....	61
CAPÍTULO V RESULTADOS.....	69
5.1. Temperatura, pH y oxígeno disuelto.....	69
5.2 Nitrógeno y DBO en influente y efluente del filtro.....	82
5.3 Oxidación de amonio a nitritos	84
5.4 Oxidación de nitritos a nitratos	88
CAPÍTULO VI CONCLUSIONES.....	93
BIBLIOGRAFÍA.....	94
ANEXOS.....	97
A1. Caracterización del material filtrante	97
A1.2 Determinación de las propiedades físicas del material de soporte.....	99
A2. Técnica de nitrógeno amoniacal	103
A3. Técnica de Nitrógeno de Nitritos.....	106
A4. Técnica de Nitrógeno Nitrato.....	111
A5. Técnica de demanda bioquímica de oxígeno	116

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más grandes que enfrenta la humanidad hoy en día es la contaminación en los diferentes elementos que constituyen el conjunto vital de su supervivencia (agua, tierra y aire); hablando estrictamente del agua (elemento objeto del presente estudio), en el transcurso de las últimas décadas se han desarrollado diversos procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Algunos de estos procesos emplean una película biológica, en la cual se promueve la fijación de biomasa con ventajas significativas comparadas con los tratamientos convencionales, como lo es su fácil adaptación a un sistema de tratamiento establecido, una gran estabilidad en sus componentes y proceso, un mantenimiento de bajo costo y tolerancia a las variaciones de temperatura y carga orgánica entre otras características. El presente trabajo busca por medio de la experimentación, el propiciar un medio adecuado para el desarrollo de una biopelícula en la cual se inhiba el crecimiento de bacterias oxidantes de nitritos, partiendo de las referencias técnicas que reportan las condiciones adversas de temperatura, tiempo de retención de sólidos y oxígeno disuelto, para su desarrollo. El control de flujo de aire es determinante, así como el manejo de la temperatura en el flujo de recirculación para el sistema.

Con lo anterior se busca disminuir la cantidad de energía necesaria para brindar un tratamiento adecuado al agua residual, pues al evitar la oxidación de nitritos a nitratos, los nitritos y el amonio remanente sirven para alimentar otro grupo de bacterias capaces de producir nitrógeno en su estado elemental, las cuales quedan fuera del objeto de este estudio.

Es importante tener en cuenta la importancia en el desarrollo de este experimento, pues de lograrse los objetivos planteados, conllevaría hacia la disminución de costos y procesos mejor elaborados para el tratamiento de aguas residuales, lo que generaría un impacto sustancial y de gran importancia a los diferentes sistemas de tratamiento.

En el primer capítulo se describe la bibliografía existente sobre el tema, con la intención de introducir los conceptos y procesos involucrados.

En el capítulo dos se presenta la información actualizada sobre los avances en el campo de estudio que dio pie al desarrollo de este proyecto, justificando su realización y describiendo a grandes rasgos el alcance del mismo; esto con la finalidad de relacionar el interés en el tema con la experimentación realizada y con ello mostrar si se alcanzaron o no los objetivos de esta investigación.

En el capítulo tres se presentan desde las condiciones iniciales del proceso, hasta las consideraciones de tipo hidráulico y biológico a tomar en cuenta durante la realización del experimento, lo anterior para determinar y justificar las hipótesis que se plantean desde un inicio las cuales son: la posibilidad de inhibir bacterias oxidantes de nitritos en el filtro mediante la regulación de las condiciones de oxígeno disuelto, así como mediante la regulación de la carga orgánica, manteniendo estables las variables de temperatura y de pH. Así se da la pauta para llegar al capítulo cuatro en el que se detalla la metodología a seguir y los materiales empleados en el proceso, explicando cada una de las fases del reactor y justificando la operación del mismo.

Por último en el capítulo cinco se presentan y analizan los resultados, para obtener la base de futuras investigaciones en el tema. Finalmente, se concluye que es posible llevar a cabo una nitrificación parcial exitosa al inhibir el crecimiento de bacterias oxidantes de nitritos en el reactor, manteniendo controlados los parámetros establecidos de oxígeno disuelto y carga orgánica con los valores de temperatura y pH constantes.

OBJETIVO GENERAL

Inhibir la proliferación de bacterias oxidantes de nitritos en la biopelícula de un filtro aerobio combinado mediante el control del pH, la regulación del caudal de aire y de la carga orgánica del agua residual.

ALCANCES

- Utilizar un reactor con tezontle como medio de soporte a nivel laboratorio.
- Operar un sistema que permita ajustar las concentraciones de oxígeno y carga orgánica para la etapa de filtración.
- Realizar retrolavados periódicos para limpieza y arrastre de sólidos en suspensión.

CAPÍTULO I

ANTECEDENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de aguas residuales se define como una serie de procesos físicos, químicos y biológicos en el que se emplea la combinación de los diferentes procesos primarios, secundarios y terciarios con la finalidad de eliminar los contaminantes presentes en el agua, para reintegrar este vital elemento al uso en las diferentes actividades humanas.

El tratamiento de aguas residuales hoy en día consiste en otorgar una calidad al agua que cumpla con parámetros y regulaciones tanto locales como federales propuestas por las instituciones encargadas de legislar los criterios que normen el efluente de las plantas, para su disposición a los diferentes cuerpos de agua.

1.1 Procesos de tratamientos con biofiltros

El desarrollo de procesos con filtros sumergidos ha sido de los más eficientes que surgieron a partir de las películas biológicas. Destaca por su eficiencia la filtración combinada o filtración con película biológica, en la cual un filtro sumergido cumple con un tratamiento tanto físico como biológico, pues concentra la masa microbiana cuya función consiste en degradar el material contaminante y de forma simultánea mediante medios mecánicos retiene y elimina los elementos contaminantes de mayor tamaño (Montgomery, 1985).

1.1.1 Teoría de filtración

La filtración es una de las principales operaciones unitarias utilizadas en el tratamiento de agua potable y constituye una de las prácticas más eficientes dentro del tratamiento de aguas residuales. El objetivo principal de la filtración es remover sólidos suspendidos, es decir separar las partículas y microorganismos que no se retienen en procesos previos. Este proceso consiste en hacer pasar el agua a través de un medio filtrante, mejorando de esta manera la calidad del agua al reducir la cantidad de material contaminante en suspensión y en forma coloidal con un intervalo de tamaño de entre 0.1 y 1,000 μm (Montgomery, 1985).

Este proceso puede ser aplicado posterior al tratamiento utilizado para remover material carbonoso y fósforo residual insoluble o después de la sedimentación secundaria para remover flóculos biológicos residuales y depósitos producidos por aluminio, hierro o fosfatos precipitados. Los filtros se utilizan de igual manera, al final de cualquier proceso de tratamiento de agua residual como un sistema de mejoramiento de las características del efluente secundario o terciario, o bien como un proceso intermedio que sirve para el acondicionamiento de aguas residuales previo a su entrada a un tratamiento avanzado (WEF, 1992).

1.1.1.1 Operación

El proceso de filtración está integrado por dos importantes fases, en la primera denominada filtración se lleva a cabo la conducción de agua residual a través del lecho filtrante integrado por materiales granulares y porosos, los cuales tienen la tarea de capturar la materia o sólidos que se encuentran en suspensión durante el recorrido del agua por el filtro. Esta fase se da por terminada cuando se rebasa la capacidad del lecho para contener los sólidos suspendidos y sus niveles se incrementan por encima del nivel aceptado, o cuando se comienza a aumentar la pérdida de carga en el filtro.

La siguiente fase se denomina retrolavado, y comienza una vez que se presentan cualquiera de las dos condiciones mencionadas previamente; consiste básicamente en remover el material acumulado en el lecho filtrante que impide el correcto funcionamiento del filtro. Lo anterior se logra mediante la inyección de agua limpia o aire, o una combinación de ambos elementos, en sentido opuesto a la dirección regular de operación del filtro, con el objetivo de fluidificar o expandir el medio filtrante granular, logrando de esta manera arrastrar el material que se había asentado y adherido al lecho.

A continuación se esquematiza el diagrama de un flujo convencional.

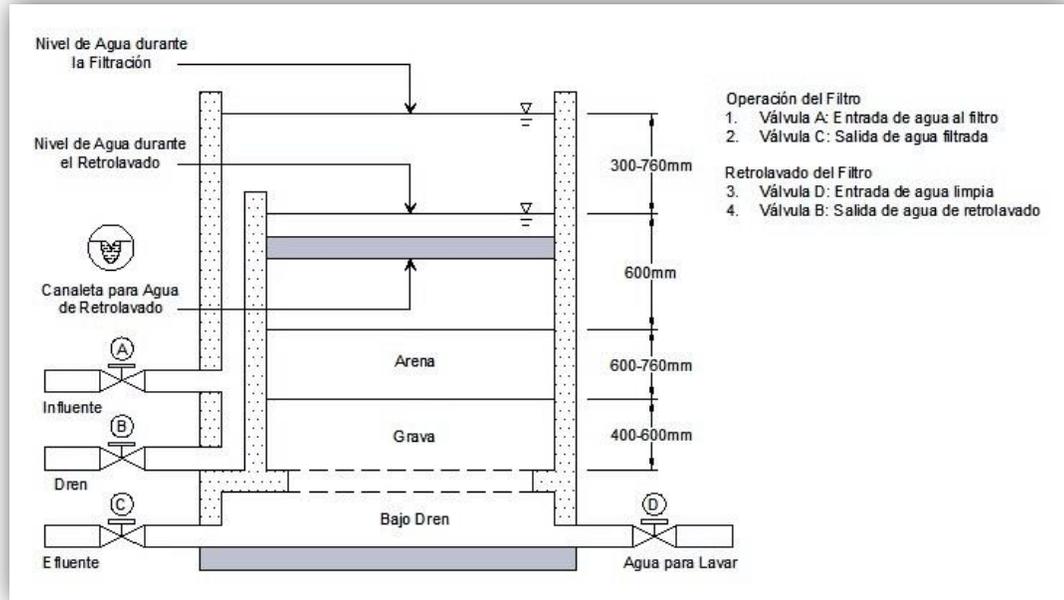


Figura 1.1 Diagrama de un Filtro Convencional de Flujo Descendente (Metcalf & Eddy, 2003)

1.1.1.2 Tipos de filtros

Existen diferentes tipos de filtros que se clasifican entre otras cosas por el sentido del flujo hidráulico, el tipo y número de medios filtrantes que componen el lecho, la fuerza de transporte y la tasa de aplicación (Metcalf & Eddy, 2003; WEF, 1992).

Por su clasificación de acuerdo al sentido de flujo son de flujo ascendente o flujo descendente, además de una combinación entre los dos anteriores (biflujo). Ver figura 1.2. De acuerdo al tipo y número de partículas de lo que está compuesto el lecho filtrante, su clasificación es la siguiente:

- a) Lecho Simple: se compone de un solo tipo de partícula, constituido en su totalidad por arena.
- b) Lecho doble: compuesto de dos tipos de materiales, una fracción de arena y otra de antracita.

c) Lecho múltiple: su composición está formada por tres o más medios filtrantes, principalmente arena, antracita y granate.

Después del retrolavado la redistribución de los granos por tamaño va desde muy pequeña hasta muy alta, dependiendo el grado de entremezclado tanto en lecho doble como múltiple, de las diferencias de densidad del material y el tamaño del grano.

De lo anterior tenemos que en un lecho doble con un flujo descendente, se proporciona una filtración que va de gruesa a fina, (ya que ambos materiales tienen diferente tamaño y gravedad específica). Un caso usado generalmente es el de antracita molida con arena de sílice, la primera con una gravedad específica de 1.6 y tamaño de grano de 1 mm, se asienta más lentamente que la arena, cuyas características son gravedad específica de 2.65 y tamaño de grano de 0.5 mm, haciendo que una vez que se lleva a cabo el retrolavado del filtro la antracita sedimente sobre la arena, concluyendo entonces que la antracita permite una penetración más profunda, proporcionando ciclos de filtrado más largos a velocidades de filtración mayores y que la arena fina puede filtrarse eficientemente el efluente (WEF, 1992).

Existen ventajas al utilizar un filtro de lecho doble por sobre uno simple, como se menciona en el párrafo anterior; sin embargo se pueden lograr mejoras en la filtración al introducir un tercer medio debajo de la arena, cuyas características sean un grano de menor tamaño con mayor gravedad específica, para lo cual el granate logra el cometido, asentándose más rápidamente que los materiales previamente mencionados y generando la capa de fondo con su gravedad específica de 4.5 y un tamaño de grano muy fino (CEPIS, 1978).

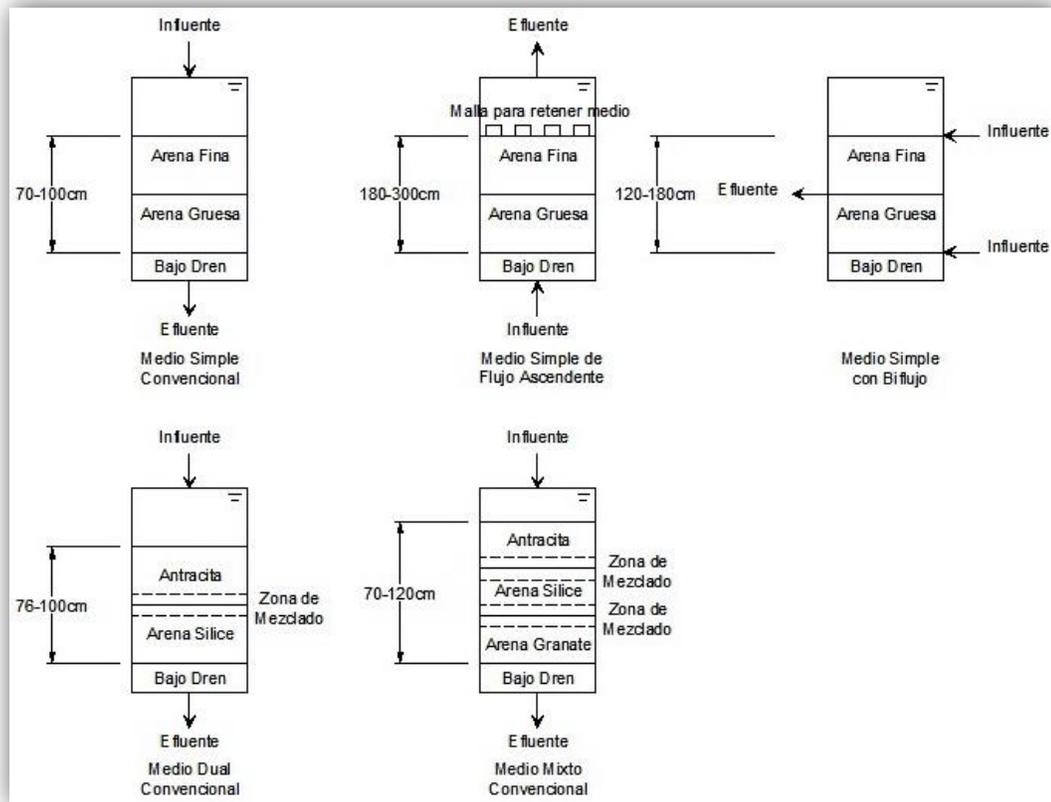


Figura 1.2 Tipos y formas de operación (WEF, 1992)

La clasificación del filtro de acuerdo a su fuerza de transporte es por gravedad o mediante la aplicación de presión a través de un sistema de bombeo. Los primeros son utilizados comúnmente en plantas de tratamiento de grandes dimensiones, mientras que los segundos en plantas pequeñas (Sanks, 1978).

La última clasificación es de acuerdo a su tasa de aplicación, sean estos filtros rápidos o lentos (Weber, 1979). Se puede llevar a cabo la elección de alguno de estos, revisando el tipo de agua que se filtrará, ya que de esto depende la eficiencia del filtrado.

Un filtro de arena lento consiste en un tanque impermeable, con una capa de arena que va del orden de los 0.9 a los 1.5 m de espesor, soportado por una capa de grava de 0.15 a 0.3 m. Con lo anterior se obtiene una tasa de filtración que fluctúa entre los 0.001 y 0.03 $\frac{l}{m^2s}$. La limpieza del filtro se lleva a cabo manualmente retirando los primeros centímetros superiores de arena antes de poner en marcha el filtro nuevamente.

Como ventaja tiene su construcción sencilla y como desventajas requiere de un gran espacio, mantenimiento constante pues tiene una tasa muy rápida de colmatamiento y por sus características puede verse afectado por la temperatura del medio (Weber, 1979).

De manera contraria los filtros rápidos de arena cuentan con solo 0.6 m de espesor soportado por un lecho de grava, siendo las tasas de filtrado más comunes del orden de los 1.4 a los $4.1 \frac{l}{m^2s}$, con una concentración de sólidos suspendidos en el efluente de aproximadamente 5 a $7 \frac{mg}{l}$. Sus principales problemas recaen en la limpieza del lecho y en los volúmenes de agua, los cuales se solucionan aplicando aire para retrolavar de 0.03 a $0.04 \frac{m^3}{m^2s}$ y con una carga hidráulica de 4.1 a 5.4 m (WEF, 1992).

1.1.1.3 Selección del medio

Dos características son importantes a la hora de definir la calidad de agua de un efluente tratado y estas son el tamaño de la partícula utilizada y la profundidad del lecho filtrante. Es decir que un medio filtrante muy fino produce una calidad de agua mejor que uno más grueso; sin embargo el recorrido que realiza el agua en la primera es mucho más corto que en la segunda, y esto determina tanto la calidad del agua como el régimen del retrolavado, convirtiéndose en una decisión fundamental para el filtro que se utilizará.

Habiendo seleccionado el tipo de filtro, se procede a seleccionar el tipo de material a utilizar que integrará el lecho filtrante, considerando el tipo de partícula, tamaño de los poros, forma, densidad, peso específico, rugosidad y solubilidad. Buscando con lo anterior un material granulométricamente adecuado, el cual permita utilizar la menor cantidad de agua para ser lavado eficientemente y que remueva la mayor cantidad de partículas suspendidas, para producir un efluente con la mejor calidad posible (Metcalf & Eddy, 2003).

1.1.1.4 Mecanismos de filtración

La fase de filtración se divide en dos procesos complementarios, pero muy diferentes uno del otro: transporte y adherencia. El transporte de las partículas es un fenómeno físico con un comportamiento hidráulico, y es afectado principalmente por los parámetros que gobiernan la transferencia de masa. La adherencia entre partículas es un fenómeno fisicoquímico, sobre la acción superficial que se lleva a cabo entre estas últimas (Metcalf & Eddy, 2003).

- Transporte

Dentro del transporte de partículas existen dos factores involucrados, la filtración de acción superficial y la filtración de acción a profundidad. En la filtración de acción superficial, se forma un manto de partículas removidas, el cual se localiza encima de las primeras capas del medio filtrante y es el responsable de la pérdida de carga total en un 90% aproximadamente, mientras que para el segundo factor, se presenta una penetración profunda de las partículas, produciéndose una distribución de pérdida de carga en todo el recorrido del medio filtrante.

El mecanismo dominante en la filtración de acción superficial es la acción física de cernido, que es donde las partículas de mayor tamaño que los poros del material del lecho filtrante son retenidas por acción mecánica, mientras que para la filtración de acción a profundidad el cernido no participa de manera fundamental en el transporte de partículas. Los principales mecanismos de transporte son: impacto inercial, intercepción, sedimentación y difusión (CEPIS, 1978; Metcalf & Eddy, 1979; Montgomery, 1985). Ver tabla 1.1.

- Adhesión

El fenómeno de adhesión entre las partículas suspendidas y los granos de arena se debe principalmente, a las características que poseen tanto las partículas como los granos del lecho. La adhesión se atribuye a dos tipos de fenómenos: la interacción entre las fuerzas eléctricas de los materiales que constituyen su composición o fuerza de Van der Waals y al enlace químico generado entre las partículas y los granos producido por un material intermediario (Metcalf & Eddy, 2003). Ver tabla 1.1.

Tabla 1.1 Mecanismos de filtración

Transporte

Mecanismo	Descripción
a) Impacto Inercial	Las partículas pesadas que no siguen las líneas de corriente son atrapadas por el filtro. En los medios filtrantes que generalmente se utilizan en la práctica, el tamaño de los granos y por lo tanto, la eficiencia del mecanismo aumentan con la disminución del tamaño de los poros.
b) Intercepción	Las partículas viajan con las líneas de corriente, lo cual es cierto para velocidades bajas (5 a 14 $\frac{m^3}{m^2s}$), al producirse un estrechamiento de dichas líneas, estas se ven forzadas a ponerse en contacto entre sí y con el medio filtrante, quedando entonces interceptadas por el medio.
c) Sedimentación	Los sólidos suspendidos inestables e inestabilizados en el agua se pueden separar por fuerzas gravitacionales. Las partículas sedimentan de una suspensión en formas distintas, según la concentración de la suspensión y las características de las partículas.
d) Difusión	Debido al movimiento browniano, el cual se debe al aumento de energía termodinámica y a la disminución de la viscosidad del agua, existe una tendencia de las partículas pequeñas a difundirse desde las áreas de mayor concentración a las de menor concentración.

Adhesión

Mecanismo	Descripción
a) Enlace Químico	Los enlaces químicos entre los flóculos y la superficie de los granos se pueden formar de diversas maneras, destacando el intercambio iónico, los enlaces de hidrógeno y la adsorción mutua.
b) Enlace Físico	Interacción combinada de las fuerzas electrostáticas y de Van der Waals debido a: disociación de iones en la superficie de las partículas, cargas no balanceadas por las imperfecciones de la estructura de las partículas, reacciones químicas con iones específicos en suspensión y sustitución isomórfica en la estructura de las partículas.

1.1.1.5 Retrolavado

La fase de retrolavado es necesaria para evitar la colmatación, en la cual se suspende el proceso de filtración y se introducen burbujas de aire a alta presión mediante difusores colocados en el fondo del filtro con un flujo suficiente para expandir el lecho. El aire produce una mezcla con gran intensidad que permite el desprendimiento del material adherido al medio filtrante (González et al. 1998). Este último retiene y soporta las partículas sólidas, que provocan el taponamiento progresivo de los filtros, lo que ocasiona un incremento en la carga hidráulica requerida para que el agua fluya a través del medio filtrante y se ve reflejado en el aumento de la columna de agua sobre el filtro o bien por los requerimientos de mayor presión de bombeo. Es por estas razones que se instalan piezómetros antes y después del medio filtrante para controlar la caída de presión (CEPIS, 1978).

Para el lavado del filtro se emplea solamente agua o la combinación de agua y aire, que se introduce en sentido ascendente, en cantidad suficiente para provocar una expansión del lecho filtrante de entre el 10% y el 60% del volumen total y por lo tanto la salida de los sólidos retenidos. Al mismo tiempo la velocidad de paso del agua y del aire no debe ser tan alta como para impedir la fricción entre los granos y evitar las pérdidas de material por fluidización (Montgomery, 1985).

Una vez que se ha determinado un límite en la caída de presión en el filtro, es importante llevar a cabo el lavado cuando se alcance ese punto, pues muchos de los problemas que se generan en este proceso son los que propician la incapacidad de desprender la película y sustancias que cubren los granos del lecho o romper los aglomerados de partículas filtrantes adheridos entre ellos por el material que se encuentra en el agua residual. Para ambos casos, al llevar a cabo la acción de lavado de manera deficiente y luego iniciar la operación de filtrado, ocasiona que el material no removido quede atrapado entre los granos del medio y conforme avanza el proceso de filtración, se compacta con lo que la capacidad del filtro disminuye (Arboleda, 2000).

Es común que el tiempo para retrolavado por medio de aire varíe de 5 a 10 minutos y una vez desprendido el exceso de sustancias y sólidos se introduce agua limpia para arrastrar el material suspendido. Las características físicas del medio como son diámetro, porosidad densidad y configuración son las que determinan el intervalo para determinar el tiempo de retrolavado (Fitzpatrick, 1998).

Al lavar medios filtrantes de diferentes densidades debe tenerse en cuenta que la expansión de cada capa es distinta, según el material y peso específico de la misma. Si la expansión de la capa inferior del lecho de arena es mayor que la de la capa superior del lecho de antracita, la primera se entremezclará con la segunda durante el lavado. El grado en que quedan mezcladas dependerá de la velocidad ascensional que se use y por tanto esta modificará la porosidad de la interfase (CEPIS, 1978).

1.1.2 Procesos con biopelícula

Los procesos con biopelícula son procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales que utilizan poblaciones mixtas de microorganismos, en su mayoría bacterias, las cuales son inmovilizadas al adherirse a un medio sólido de soporte, formando una película sobre la superficie expuesta, manteniéndose en contacto con el agua residual de manera continua o intermitente. Cualquier superficie en contacto con un medio nutriente que contenga microorganismos desarrollará una capa biológicamente activa, haciendo de las películas biológicas adheridas una característica de todo tipo de reactor biológico (Winkler, 1994).

De acuerdo a su configuración, existen tres tipos de procesos con biopelículas: filtros biológicos sumergidos, biodiscos y filtros rociadores. Los primeros se dividen a su vez en filtros biológicos sumergidos de lecho fijo, lecho expandido y lecho fluidizado, dependiendo del estado hidrodinámico del medio sólido sumergido (este es llamado también medio filtrante, medio de contacto o soporte) sobre el cual crece la biopelícula.

Este tipo de procesos se clasifican como aerobios o anaerobios, no obstante es común que se presenten microorganismos anaerobios y facultativos en procesos aerobios, ya que la coexistencia de estos diferentes tipos de microorganismos se debe principalmente al espesor que puede alcanzar la biopelícula, pues en diversos tramos la entrada de oxígeno disuelto se dificulta, dando lugar a zonas anaerobias lejos de la superficie.

Al hacer referencia a una biopelícula aerobia es necesario que el sistema de tratamiento en el que se desarrolle cuente con un dispositivo de suministro de oxígeno. En el caso de los filtros rociadores el oxígeno llega a la biopelícula por medio de una corriente de aire que se forma, dentro de la cama empacada, provocada por la diferencia de temperatura entre el aire y el agua. En los biodiscos, al girar el cuerpo de plástico corrugado, la biopelícula entra en contacto de forma alternada, con los nutrientes que contiene el agua residual y con el oxígeno al salir del

agua. Por último en los filtros biológicos sumergidos, se debe proveer difusores de aire que produzcan burbujas desde el fondo del tanque para que al atravesar el lecho filtrante, el oxígeno se difunda al agua y a la biopelícula (González, 1998).

1.1.2.1 Factores que afectan la formación de biopelículas

Cuando una superficie inerte limpia se pone en contacto con el agua residual y oxígeno atmosférico, las biopelículas se forman dependiendo de las características de la superficie del material, sin embargo existen los siguientes factores que intervienen en la adhesión de la biopelícula al medio de soporte:

- a) Cargas Electroestáticas: Debe tomarse en cuenta que la superficie externa de las bacterias tiene una carga electrostática predominantemente negativa a valores de pH superiores a 4-5, por esa razón al elegir la superficie en la que se desarrollará la biopelícula es necesario optar por un medio que tenga cargas positivas para crear de esta manera la fuerza necesaria que permita a las bacterias adherirse al material (Characklis y Marshall, 1990).

- b) Afinidad al agua: La hidrofilia o hidrofobia es la propiedad que presentan las bacterias en la preferencia por una determinada superficie. La atracción entre dos superficies afines es mayor que cuando no lo son (dos hidrofóbicas o dos hidrofílicas). De acuerdo a lo anterior materiales altamente hidrofóbicos como el polietileno, poliestireno y poliamida atraen efectivamente bacterias hidrofóbicas como la *Zoogloea* y otras formadoras de PHB extracelulares (Iwai y Kitao, 1994).

- c) Porosidad: Es más sencillo el desarrollo de biopelículas sobre materiales porosos pues son más estables y resistentes que aquellas que crecen en otros materiales. Los materiales porosos exponen una mayor área superficial para el crecimiento de microorganismos, permitiendo el desarrollo de estos a diversas profundidades dentro del poro y en la superficie del material.

1.1.2.2 Desarrollo de la biopelícula

La afinidad que existe entre los microorganismos que conforman la biopelícula y la superficie del material, varían la resistencia de esta a factores mecánicos como pueden ser los hidrodinámicos o el choque entre partículas que la componen. Una vez que se cumplen las condiciones de afinidad entre la superficie del material y las bacterias a intervenir, se lleva a cabo el crecimiento por medio de etapas. Así mismo se describe de manera general la formación de la película biológica como resultado de la interacción entre una serie de procesos, físicos, químicos y biológicos como son (Characklis y Marshall, 1990):

- a) Colonización o inducción: las bacterias y microorganismos presentes en el agua residual deben entrar en contacto con la superficie y adherirse a ella para realizar una colonización incipiente. La primera adhesión puede darse por secreción de polímeros o por fijación con flagelos (Characklis y Marshall, 1990).
- b) Adherencia: una vez que algunos microorganismos logran adherirse a la superficie del material, se lleva a cabo el desarrollo de las primeras capas de bacterias que llevan a cabo ciertos procesos para garantizar su adherencia y la de las siguientes generaciones. En la mayoría de los casos es una especie de rápido crecimiento la que logra formar una delgada película que cubre toda la superficie.
- c) Oportunismo: Una vez desarrollada la primera película y una matriz gelatinosa que provee adherencia a colonias de microorganismos, las bacterias de más lento crecimiento tienen la oportunidad de encontrar acomodo aprovechando el medio generado por otras utilizándolo como soporte para su crecimiento. Conforme avanza el tiempo un mayor número de especies tienen la oportunidad de utilizar la biopelícula como medio de vida.
- d) Estabilización: una vez que se ha alcanzado el equilibrio trófico y se tiene un número diverso de especies es cuando esta fase se lleva a cabo desde un punto de vista teórico, y desde el punto de vista ecológico se logra una vez que se estabilizan las relaciones entre los diferentes organismos y el número de individuos no cambia con respecto al tiempo.

- e) Desprendimiento: es la fase en la que la biopelícula se separa del medio que la contiene y las principales razones para que se lleve a cabo lo anterior son: hidrólisis de polihidroxitiratos en condiciones anaerobias, acción mecánica del movimiento de macro invertebrados y la acción del agua sobre la superficie de la biopelícula.

1.1.2.3 Composición de la biopelícula

En los diferentes sistemas de tratamiento la composición de la biopelícula depende de la cantidad y calidad de los nutrientes disponibles en el medio y de las condiciones ambientales del lugar donde se encuentre, entre los diversos microorganismos existentes, se pueden localizar los siguientes:

a) *Bacterias*: Comunidad más abundante en las biopelículas, superando el 90% de la masa total, expresada como masa seca. Los principales géneros observados en filtros rociadores y biodiscos son predominantemente bacterias heterótrofas con la presencia de algunas nitrificantes en las zonas de baja carga orgánica. Por mencionar algunos se encuentran, *Chromobacterium*, *Alcaligenes*, *Beggiatoa*, *Escherichia*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Sphaerotilus* y *Zoogloea*. Cuando las condiciones son favorables y hay amonio presente, entonces también se presentan las autótrofas *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, las cuales habitan dentro de la matriz gelatinosa formada por las heterótrofas (Moreau et al., 1994).

b) *Algas*: Es común encontrarlas en los diferentes procesos de tratamiento pues son arrastradas por el agua. Debido a su dependencia a la luz, generalmente están presentes donde la iluminación es adecuada para su metabolismo, debido a esto su participación es prácticamente despreciable en el proceso de transformación de compuestos orgánicos y contaminantes.

c) *Protozoarios*: En las biopelículas se distinguen tres grupos principales: los ciliados y amebas (depredadores primarios), y los flagelados los cuales se alimentan de material orgánico disuelto. En el caso de las amebas y flagelados, la actividad depuradora que llevan a cabo se considera despreciable debido al bajo número de individuos observados, a diferencia de los ciliados cuya función es de suma importancia ya que

se alimentan de bacterias y pueden llegar a alcanzar el 5% del volumen total de materia seca (Moreau et al., 1994).

- f) *Microinvertebrados*: Conocidos también como depredadores secundarios ya que se pueden alimentar tanto de bacterias como de protozoarios y partículas de materia orgánica. Tienen un papel importante ya que además de lo anterior se encargan de los procesos de desprendimiento de la biopelícula. El número más importante de individuos son los rotíferos, además de encontrar algunos nematodos, insectos y larvas.

1.1.2.4 Características biológicas

En la película biológica se distinguen dos tipos de bacterias, las activas y las inactivas, las cuales colonizan al mismo tiempo el material de soporte. Las bacterias activas se encuentran situadas en la interface de la capa externa de la biopelícula y están en contacto directo con el agua a tratar siendo las responsables directas de metabolizar el sustrato, por otro lado las bacterias inactivas localizadas en la parte interna son responsables del grosor y fijación de la biopelícula (Moreau et al., 1994).

Ambos tipos de bacterias llevan a cabo la colonización del material de soporte, en donde a mayor superficie de contacto, mayor concentración de bacterias. Una vez colonizado el total de la superficie del material, la fase de mayor actividad microbiana comienza, volviéndose constante la tasa de remoción de sustrato a nivel reactor. Sin embargo, la biopelícula continua creciendo, llegando al punto en que la actividad microbiana decrece por el grosor excesivo, el cual no permite la difusión de oxígeno y nutrientes al interior con lo que viene el desprendimiento y regeneración de la película biológica (Moreau et al., 1994).

Estudios recientes han comprobado que por debajo de la profundidad efectiva se desarrollan procesos de metabolismo anaeróbicos, como procesos de licuefacción o fermentación ácida, además de presentarse oxidación de materia orgánica y reducción de iones nitrito y nitrato que son formados en la parte aerobia (González et al., 1994). Lo anterior es desarrollado por microorganismos facultativos, capaces de realizar su metabolismo en presencia o ausencia de oxígeno, ver figura 1.3.

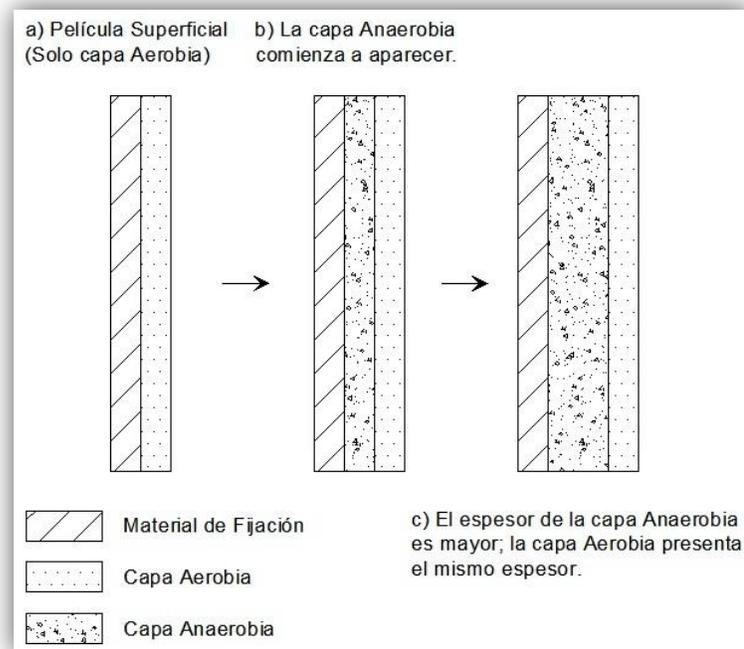


Figura 1.3 Representación de la capa aerobia y anaerobia en una biopelícula (Iwai y Kitao, 1994).

En un proceso de película biológica, la reacción microbiana está regulada por dos factores, la difusión y la ingesta de sustrato que se lleva a cabo en la película. Este juega un papel importante pues se convierte en una limitante si alcanzan un espesor más grande que el deseado, para permitir una correcta difusión hacia las capas internas.

En los procesos de película a diferencia de los de crecimiento suspendido, las tasas de remoción de sustrato se ven menos afectadas por otros factores por lo que se obtiene un tratamiento más estable (Moreau et al., 1994).

1.1.3 Filtración combinada

Se ha observado en los procesos de filtración en plantas de tratamiento de aguas residuales que, a causa de la presencia de material orgánico, se desarrolla una biopelícula de bacterias sobre el material dispuesto para filtrar, la cual ayuda en gran medida a la eliminación del material disuelto.

El desarrollo de este proceso de filtración permite un tratamiento combinado físico-biológico para aguas residuales, siendo este sistema capaz de atrapar los sólidos suspendidos que se encuentran en el agua residual por medio de la biopelícula desarrollada sobre el lecho filtrante, lo cual ocasiona una reducción significativa en la concentración de los sólidos mencionados en la salida del filtro. Debido a los procesos biológicos que intervienen en el proceso, se realiza la remoción de sólidos disueltos no sedimentables y la estabilización de materia orgánica por medio de la actividad de los microorganismos contenidos en la biopelícula (Rogalla et al., 1992)

1.1.3.1 Filtros de lecho sumergido

Un filtro sumergido es un sistema de tratamiento en que el agua es tratada al entrar en contacto con la película microbiana en crecimiento sobre el medio de soporte sumergido en el agua. Estos reactores dependen de la tendencia natural de las poblaciones microbianas mixtas para adherirse a las superficies y formar la biopelícula (Iwai y Kitao, 1994).

La dinámica de poblaciones se estructura de acuerdo a condiciones complejas y heterogéneas del medio en el que se presenta, debido a eso los procesos con un material de soporte poroso, son difíciles de monitorear en comparación a otros sistemas. Entre los más importantes cabe mencionar los filtros de lecho sumergido fijos, los filtros de lecho sumergido expandido y los filtros de lecho sumergido fluidificado, ver figura 1.4.

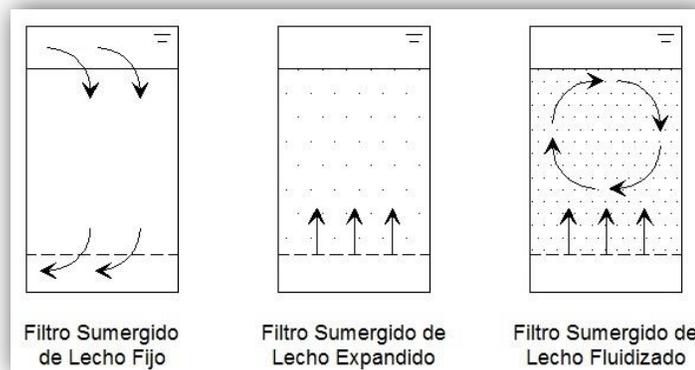


Figura 1.4 Tipos de filtros de lecho sumergido

- **Filtros de lecho sumergido fijo**

Se considera el más utilizado y común de los distintos tipos de filtro de lecho sumergido, en el cual el medio se encuentra fijo y sin movimiento. Estos pueden ser empacados con distintos materiales que cuenten con superficies específicas amplias, se consideran similares a los filtros percoladores, con la diferencia de que en este caso es necesario el empleo de aireación mediante difusores de aire para abastecer de oxígeno a los microorganismos que habitan en la película biológica (González et al., 1998).

El proceso de filtración a través de un medio con crecimiento de biopelícula funciona bajo el esquema que se presenta en la figura 1.5. La profundidad del filtro oscila entre dos y tres metros y los tamaños del material para el lecho filtrante son relativamente pequeños (5 a 15 mm). El aire se difunde desde el fondo del filtro para que las burbujas asciendan a través del material filtrante. El influente ingresa por la parte superior del lecho y fluye mediante gravedad por los intersticios, para extraer el agua tratada por la parte inferior del filtro (Rogalla et al., 1992).

Durante el recorrido el agua residual transporta materia orgánica soluble, que es utilizada como fuente de nutrientes para el crecimiento de microorganismos en la biopelícula. El oxígeno suministrado se difunde a través de agua y de la película, obteniendo como principales productos de la oxidación bioquímica, agua, bióxido de carbono, amoníaco, entre otros (González y Elías, 1989).

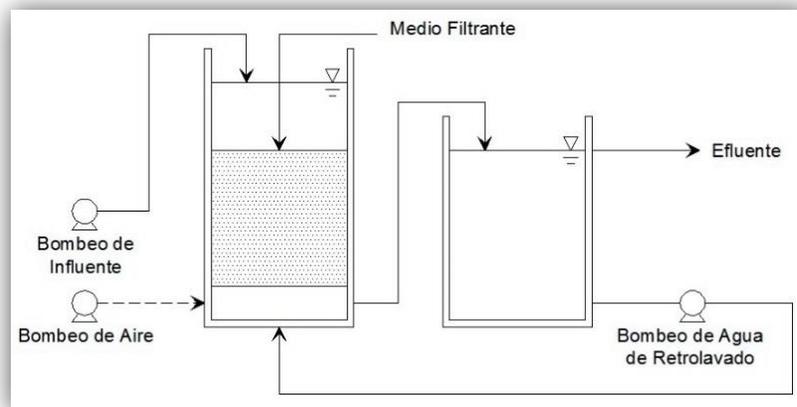


Figura 1.5 Configuración de un filtro con película biológica (Rogalla et al., 1992)

- ***Filtros de lecho sumergido expandido***

Los filtros de lecho expandido o flotante son los filtros sumergidos desarrollados más recientemente en el ámbito y cuentan con medios granulares de baja densidad (Lazarova y Manem, 1994). Este tipo de filtros ocupa un influente de agua ascendente y emplea partículas finas con diámetros similares a la arena, debido a la presión de agua del influente el medio se levanta y logrará fluidificarse, si la velocidad del agua que impulsa es alta. Con la velocidad adecuada se logrará expandir el lecho entre un 20 y un 30% con respecto al lecho asentado. Cabe mencionar que las partículas del lecho no cambian su posición relativa en el lecho expandido (Iwai y Kitao, 1994).

- ***Filtros de lecho sumergido fluidificado***

De igual forma que en el lecho sumergido de lecho expandido, el flujo de agua es ascendente y la velocidad es más alta logrando de esta manera fluidificar el lecho, haciendo que las partículas permanezcan en suspensión en el agua. Por lo general la velocidad requerida para fluidificar el lecho es mayor a la necesaria para lograr un tiempo de retención hidráulica adecuado para la reacción biológica deseada, por lo que el efluente es reciclado al interior del filtro (Iwai y Kitao, 1994). Este tipo de filtros son altamente recomendados para el tratamiento de aguas industriales con bajos niveles de contaminantes orgánicos y para el tratamiento terciario de nitrificación (Lazarova y Manem, 1994).

1.1.3.2 Operación de filtros combinados

En comparación con los sistemas de lodos activados, la principal ventaja que manejan los sistemas de biopelículas es su fácil mantenimiento. El arreglo del sedimentador es de gran importancia para llevar a cabo el control de flujo tratado de lodo al tanque de aireación y para purgar la cantidad adecuada de lodos, sin embargo es difícil controlar el crecimiento de la biopelícula, ya que si crece con una profundidad mayor el área efectiva de esta se verá disminuida y el tiempo de retención hidráulico también al reducirse la porosidad del medio (Fernández-Polanco et al., 1994).

El tiempo para el proceso de arranque en estos procesos, es rápido debido a que casi toda la biomasa producida en el reactor es acumulada en el mismo sitio, sin quitarla tempranamente durante la etapa de arranque cuando la biopelícula aún es delgada. Este proceso además puede soportar fluctuaciones extremas de carga orgánica estacional y diversas condiciones ambientales (Moreau et al., 1994). De la misma manera en diversas fuentes bibliográficas se menciona que los filtros de lecho sumergido presentan una mejor respuesta a las variaciones en la temperatura que los procesos convencionales, como son los lodos activados.

1.1.3.3 Factores que influyen sobre la operación y el funcionamiento

El diseño que presentan los filtros hoy en día es resultado de la experimentación que se lleva a cabo en plantas pilotos usadas para el tratamiento de agua, ya que la investigación y desarrollo de este tipo de sistemas es relativamente más corto que los procesos convencionales de biomasa suspendida (Rogalla et al., 1992).

Se debe considerar la capacidad de tratamiento de agua así como otro tipo de factores como medidas de mantenimiento. La acumulación interna de biopelícula, está influenciada por la naturaleza del fluido y el transporte de nutrientes, lo cual en un medio poroso ocurre a lo largo de un patrón de flujo de diferente dimensión y geometría. De igual forma la distribución natural de velocidad de poro introduce una variación considerable en el proceso de adsorción, desorción, adhesión y desprendimiento celular, al igual que el proceso de retrolavado (Characklis y Marshall, 1990).

1.1.3.3.1 Efecto de la calidad del agua residual

En este tipo de procesos los sólidos suspendidos inorgánicos pueden ejercer un efecto negativo, pues obstruyen el contacto entre el agua y la biopelícula al cubrir la superficie de esta y acelerar la colmatación del medio, sin embargo para el caso de los sólidos suspendidos orgánicos el efecto no es tan severo ya que se degradan o disuelven, pues la tasa de remoción de sólidos suspendidos orgánicos es más pequeña al no poder entrar por difusión directamente hacia el interior de la biopelícula y deben ser hidrolizados (Iwai y Kitao, 1994).

1.1.3.3.2 Propiedades del medio filtrante

Dentro de las propiedades del medio filtrante más importantes a tomar en consideración para la obtención de buenos resultados en la operación y mantenimiento se encuentran:

- **Tipos de medio filtrante**

Es importante la selección de un buen medio filtrante que sea fácil de fluidificar y que permita una rápida colonización por parte de las bacterias. Los diferentes tipos de medio de soporte pueden ser:

- a) Medio granular irregular - la arena, el cuarzo, rocas volcánicas, coque, carbón, conchas de moluscos, piezas de plástico, piezas de corcho, piezas de madera, etc.
- b) Medio Granular Uniforme - anillos Rashing, tubos de plástico, anillos Pall, etc.
- c) Medio con forma de poste o lazo – postes de madera, ramas de árbol, etc.
- d) Medio con forma de Plato – plato de madera, plástico, platos corrugados, etc.
- e) Medio con forma de Bloque Poroso – tubos porosos de plástico, tubos de panal, etc.

- **Porosidad**

Entre algunos de los factores asociados con la hidráulica se encuentran la porosidad, el área superficial específica, la forma y el tamaño. La primera puede ser representada mediante la expresión (CEPIS, 1978):

$$Porosidad = \frac{V}{V_T} \quad (1.1)$$

En donde V es el volumen de vacíos y V_T es el volumen total. Esta propiedad afecta directamente el tiempo de retención actual y la cantidad de biomasa retenida en el reactor, además de que la pérdida de carga a través del filtro disminuye con una mayor porosidad del medio. Es importante mencionar que a más porosidad menos material empleado en la construcción del filtro, lo que reduce su costo. En conclusión se busca un medio con mayor porosidad, mayor resistencia mecánica y mayor área específica, siendo los valores típicos en materiales granulares del orden de 0.38 a 0.48 (WEF, 1992).

- **Área superficial específica**

Esta propiedad determina la cantidad de película biológica capaz de desarrollarse en el medio y es una de las características directas e importantes de más peso en el funcionamiento del filtro. Con una mayor área superficial, las partículas en suspensión colisionan con mayor frecuencia con los granos del lecho logrando una mayor eficiencia en la remoción de sólidos.

En la mayoría de los casos los filtros sumergidos cuentan con lechos cuya área superficial no excede los $100 \frac{m^2}{m^3}$. Los filtros combinados cuentan con densidades en área superficial que alcanzan el orden de varias centenas (Rogalla et al., 1992).

- **Características de las partículas**

Para la obtención de resultados con la mejor eficiencia posible es importante la identificación de las características que debe poseer el lecho filtrante, entre estas se encuentran:

- a) Grado de fijación de la película biológica apropiado.
- b) Área superficial de gran tamaño.
- c) Porosidad alta.
- d) Baja resistencia al flujo de agua.
- e) Estabilidad química y biológica, además de gran resistencia a cambios químicos en el agua objeto del tratamiento.
- f) Resistencia mecánica a la presión y abrasión.
- g) Capacidad de interceptar sólidos suspendidos.
- h) Tamaño granular uniforme, el cual permite flujo uniforme a través del filtro.
- i) Resistencia a los compuestos tóxicos como metales pesados.
- j) Diferencia en peso específico con respecto al agua, evitando la carga sobre las estructuras sumergidas o el fondo de la columna del empaque.
- k) Precio económico y abastecimiento factible.
- l) Fabricación sencilla y fácil transportación.

Tomando en cuenta lo anterior es difícil encontrar un medio que cumpla con todas las características mencionadas, sin embargo es importante decidir lo que se requiere de acuerdo con el propósito de tratamiento y restricciones del mismo, para así seleccionar tanto el tamaño como la forma necesaria para cada caso en particular (Iwai y Kitao, 1994).

1.1.3.3.3 Carga orgánica

La carga orgánica en un filtro sumergido se determina con base en la carga orgánica superficial, sin embargo actualmente algunos investigadores basan sus estudios en la carga orgánica volumétrica. Considerando la carga orgánica superficial, la carga orgánica puede definirse como el cociente que resulta de dividir la relación del caudal promedio multiplicado por la concentración de contaminantes orgánicos determinados como demanda química o bioquímica de oxígeno, entre el área superficial expuesta de biopelícula y se puede representar por la siguiente relación (Gonzales y Elías, 1989).

$$Carga\ Orgánica = \frac{QS_o}{A_s} \quad (1.2)$$

En donde, Q es el caudal promedio en (m^3/d), S_o es la concentración de sustrato en ($kg\ DQO/m^3$) y A_s es el área superficial en (m^2). La carga orgánica óptima que va del orden de los $1-4 \frac{kg\ DBO}{m^3 d}$ se determina de acuerdo a la frecuencia de colmatamiento que presenta el lecho del filtro (Iwai y Kitao, 1994).

1.1.3.3.4 Dispositivo de aireación

La concentración de oxígeno disuelto en el agua afecta la profundidad de la capa aerobia de la biopelícula y consecuentemente la efectividad de la misma. Por el contrario, la concentración de oxígeno disuelto deberá ser tan baja como sea posible para ahorrar energía por aireación. Considerando tanto la aparente actividad microbiana como la eficiencia de energía se estima un intervalo para la concentración óptima de oxígeno de $2-3 \frac{mg}{l}$ a temperatura ambiente (Iwai y Kitao, 1994).

El abastecimiento de oxígeno puede ser reciclando agua preoxigenada al filtro o por medio de difusores de aire colocados dentro del mismo filtro. El segundo método tiene la ventaja de presentar gran eficiencia de disolución de oxígeno además de brindar mayor contacto líquido sólido sobre la superficie de biopelícula y mejorar la tolerancia al colmatamiento del filtro.

1.1.3.3.5 Retrolavado

Este tipo de procesos tienen el efecto de oxidación biológica y filtración física, por lo tanto no es necesario un sedimentador para la separación de sólidos suspendidos en el efluente; sin embargo la operación de retrolavado del lecho filtrante es indispensable una o varias veces al día según las condiciones de operación (Rogalla, 1992). Es inevitable la reducción paulatina de la calidad del efluente, debido al colmatamiento del lecho ya sea por acumulación de sólidos atrapados por el lecho y/o al desprendimiento del exceso de biopelícula. La acumulación excesiva de biopelícula reduce el área efectiva de poro y como resultado decrece la capacidad del transporte en el lecho (Characklis y Marshall, 1990).

La operación de retrolavado tiene el mismo principio que en la filtración física. Se realiza introduciendo burbujas de aire mediante difusores colocados en el fondo del filtro con un flujo suficiente para expandir el lecho, estas se encargan de lavar el exceso de biopelícula mediante el uso de fuerzas cortantes. El tiempo de lavado por medio de aire varía de cinco a diez minutos y una vez desprendido el exceso de biopelícula se introduce agua limpia para lavar por arrastre el material suspendido. Subsecuentemente la unidad inicia otra corrida operativa.

Cabe mencionar que al principio de la operación normal de filtración, el agua en la unidad contiene una concentración considerable de sólidos suspendidos, los cuales sin embargo, son rápidamente atrapados por el medio filtrante, y la mayoría de ellos por lo general, serán removidos en treinta minutos o menos (Iwai y Kitao, 1994).

Meaney y Strickland (1994) reportan que en reactores donde se tienen cargas orgánicas altas se requiere retrolavar diariamente, y se requiere de un consumo de agua para retrolavado equivalente al 1% del efluente tratado.

1.2 Nitrificación y desnitrificación

El nitrógeno es un elemento esencial para desarrollar el crecimiento de microorganismos, plantas y animales, en especial por los nutrientes que ayuda a generar en bioestimulación de diferentes organismos, siendo junto con el fósforo el elemento que más compuestos de importancia desarrolla para tal motivo. Debido a esto, se le considera un eslabón determinante en la síntesis de proteínas, brindando parámetros importantes sobre la evaluación del tratamiento de aguas residuales mediante procesos biológicos (Metcalf & Eddy, 2003).

Las principales fuentes de componentes nitrogenados son aquellos encontrados en seres vivos, nitrato de sodio y nitrógeno atmosférico, siendo la química de este elemento una de las más complejas, por la interacción con seres vivos. Las formas más comunes e importantes del nitrógeno en aguas residuales son el amonio (NH_4), el nitrógeno ambiental (N_2), los nitritos (NO_2) y por último los nitratos (NO_3) (Metcalf & Eddy, 2003). Con lo anterior se establece la importancia del estudio de este elemento y la interacción que se desarrolla en su ciclo, de acuerdo a las fases que presenta y como estas se involucran en el tratamiento de aguas residuales.

La contribución de aguas residuales ricas en nutrientes acelera el proceso de eutrofización de aguas continentales, lo cual ha provocado que se incremente la demanda de remoción de nitrógeno y fósforo de aguas municipales e industriales. Esto ha desarrollado el interés de optimizar los procesos biológicos para remoción de nitrógeno encaminado a reducir costos de inversión y de operación en plantas para tratamiento (Orhon, et al., 1996)

Los compuestos de nitrógeno se encuentran entre los principales contaminantes del agua y se les puede encontrar en diferentes residuos acuosos como industriales, agrícolas y domésticos. Estos compuestos nitrogenados se pueden eliminar de las aguas residuales por medio de procesos de tratamiento químico, físico y biológico, siendo este último proceso el más barato. Se presentan en corrientes residuales en forma de amoníaco, nitratos y nitritos, compuestos orgánicos solubles y materia orgánica en suspensión o en forma de partículas. Aunque parte del amoníaco se asimila a la biomasa en los procesos biológicos de tratamiento, el proceso más significativo para la remoción del amoníaco es la oxidación bacteriana a nitritos y nitratos, conocido como nitrificación.

1.2.1 Nitrificación

El término nitrificación es usado para describir el proceso biológico de dos pasos en el cual el amonio es oxidado en nitrito y este último es oxidado a nitrato. Algunas de las necesidades por las cuales la nitrificación es de gran importancia en el tratamiento de aguas residuales radica en las siguientes causas (Metcalf & Eddy, 2003):

- a) Los efectos que produce el amonio en vasos de agua receptores con respecto a la demanda de oxígeno y la toxicidad en peces.
- b) La necesidad de remoción de nitrógeno para controlar la eutrofización.
- c) La necesidad de remoción de nitrógeno para aplicaciones de reúso de agua y recarga de mantos acuíferos.

La fase de nitrificación consiste en la aireación, utilizando un tiempo de retención en el reactor biológico considerablemente mayor al que se otorga en el caso de tratamiento convencional por lodos activados. En este los compuestos orgánicos de carbono se oxidan, así como los compuestos nitrogenados que se convierten en nitritos y finalmente en nitratos en presencia de bacterias nitrificantes, así pues se define a la nitrificación como la oxidación biológica de amonio a óxidos de nitrógeno (nitrito y nitrato) por la acción de bacterias aerobias (Metcalf & Eddy, 2003).

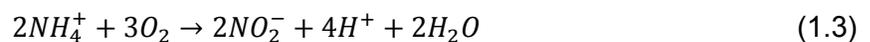
1.2.1.1 Microbiología

En procesos de lodos activados como en procesos de biopelícula, una bacteria aerobia autótrofa es responsable del proceso de nitrificación. Como se menciona anteriormente la nitrificación es un proceso de dos pasos que de igual forma involucra dos grupos de bacterias. En la primera etapa, el amonio es oxidado en nitrito por un grupo autótrofo de bacterias, mientras que en la segunda etapa los nitritos son oxidados en nitratos por otro grupo autótrofo de bacterias, además cabe mencionar que las bacterias que oxidan en primer lugar al amonio y en segunda instancia a los nitritos son completamente diferentes, siendo las más comunes *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, respectivamente (Metcalf & Eddy, 2003).

Ambos grupos de bacterias utilizan el CO_2 como fuente de carbono y a los compuestos orgánicos nitrogenados como su fuente de energía en vez de obtener esta última de la oxidación de materia carbonacea. En el proceso biológico, la nitrificación es un requisito esencial para la remoción de nitrógeno por medio de la desnitrificación. Dado que este proceso es secuencial, se deben desarrollar los tratamientos necesarios de tal manera que se proporcione un medio adecuado para el crecimiento de ambos tipo de bacterias (fuente).

1.2.1.2 Estequiometría

La oxidación del amoníaco y de los iones amonio se realiza en dos etapas por diferentes especies de bacterias aerobias autótrofas las cuales operan en secuencia. En la primera etapa, los iones amonio (donadores de protones) se oxidan a nitritos por actividad microbiana, principalmente de miembros del género *Nitrosomonas*. En la siguiente ecuación se expresa la primera etapa de la nitrificación (Metcalf & Eddy, 2003):



En la segunda etapa los nitritos se oxidan a nitratos, participan generalmente bacterias miembros del género *Nitrobacter*. Este grupo de bacterias tiene la capacidad de utilizar los protones del agua como fuente de energía. Esta oxidación puede representarse como (Metcalf & Eddy, 2003):



La oxidación de nitritos a nitratos es un paso muy sencillo que requiere de muy poca energía, por lo que se considera al proceso global de nitrificación como la oxidación de amoníaco a nitratos, por lo tanto la siguiente ecuación expresa la oxidación total (Metcalf & Eddy, 2003):



La energía liberada en estas oxidaciones se usa en la síntesis de materia celular a partir de fuentes de carbón inorgánico como dióxido de carbono, bicarbonatos y carbonatos. El oxígeno está relacionado en la oxidación de amonio no solo por la incorporación dentro del sustrato de energía, sino también como receptor de electrones.

Tanto las especies *Nitrosomonas* como las de *Nitrobacter* son organismos aerobios obligados. Sin embargo la ausencia de oxígeno por periodos largos no es letal.

El crecimiento de las bacterias nitrificantes es muy lento comparado con el de los organismos heterótrofos y la producción de células por unidad de energía de sustrato oxidado es bajo (Barnes y Bliss, 1983).

1.2.1.3 Factores que afectan la nitrificación

Existen varios factores ambientales que influyen sobre la actividad de las bacterias nitrificantes:

- **Temperatura**

La temperatura afecta las reacciones cinéticas, las constantes estequiométricas y las tasas de transferencia de oxígeno. La temperatura óptima para la nitrificación usualmente se reporta en un rango de 30-36 °C con un intervalo de 4-50°C sobre el cual se da el crecimiento de algunas especies de bacterias nitrificantes, fuera de ese rango cesa toda actividad de nitrificación (Barnes y Bliss, 1983).

- **Oxígeno disuelto**

El oxígeno disuelto tiene una gran influencia sobre la actividad de las bacterias nitrificantes. Se tienen reportes que a bajas concentraciones de oxígeno disuelto que se consideran ya críticas y no se tiene nitrificación es a una concentración de $0.2 \frac{mg}{l}$ (Barnes y Bliss, 1983). En términos generales en sistemas diseñados para la remoción de oxígeno disuelto un promedio mínimo en la concentración de oxígeno disuelto de $0.5 \frac{mg}{l}$ es aceptable bajo condiciones adversas y de $2.0 \frac{mg}{l}$ bajo condiciones estables de operación (WEF, 1992).

Es importante conocer la cantidad de oxígeno que se desea emplear en cada filtro pues, un exceso en la aireación es un desperdicio de energía, además de que incrementa los costos de operación. Un inadecuado nivel de aireación puede inhibir el proceso de nitrificación ya que el oxígeno disponible será preferentemente utilizado para la oxidación de carbono sobre la nitrificación (Barnes y Bliss, 1983).

- **Efectos de pH**

Como sucede en los procesos biológicos en general, la nitrificación es afectada por el potencial hidrógeno. A pesar de que se tienen varias referencias en estudios realizados previamente se tiene una gran divergencia en cuanto a los valores obtenidos según diferentes autores.

El rango de pH para cultivos puros de *Nitrosomonas* es de 6 a 9 y para el caso de *Nitrobacter* es similar cayendo en un rango de 6.3 a 9.4 (Barnes y Bliss 1983). Una inhibición parcial del proceso podría presentarse a un pH de 5.8, en la cual las condiciones son muy inferiores para presentarse el proceso y por el contrario la tasa máxima de nitrificación se obtiene entre 7.0 y 7.5 en donde se puede generalizar un rango óptimo para ambas especies nitrificantes.

El consumo de alcalinidad se refleja en la reducción del pH lo cual inhibe directamente la reacción, por lo que es importante si es insuficiente agregarlo de una fuente externa o del proceso de desnitrificación que aumenta los valores de alcalinidad (Metcalf & Eddy, 2003).

- ***Tiempo de retención celular y tiempo de retención hidráulico***

Debido a que las bacterias nitrificantes tienen una tasa de crecimiento mucho menor que las bacterias heterótrofas responsables de la remoción de material orgánico, se diseñan sistemas para nitrificar con tiempos de retención hidráulicos y tiempos de retención celular mayores que aquellos diseñados únicamente para remoción de materia orgánica (DBO)

Como un ejemplo es común ver en sistemas con biomasa en suspensión llevar a cabo la nitrificación, combinando las bacterias nitrificantes con las poblaciones de bacterias heterótrofas responsables de la remoción de material orgánico carbonoso. En cambio para procesos con alto potencial tóxico se recomienda separar las poblaciones nitrificantes de las heterótrofas.

1.2.2 Desnitrificación

Dentro de los sistemas biológicos de tratamiento la reducción de nitratos se origina de dos maneras: asimilación y desasimilación o desnitrificación. La asimilación involucra la reducción de nitrato a amonio para utilizarlo en la síntesis celular y ocurre cuando no hay amonio disponible, además de que se genera independientemente de la concentración de demanda de oxígeno. Por otra parte la desasimilación o desnitrificación involucra la reducción de nitratos a nitrógeno molecular.

La desnitrificación se considera un proceso anóxico, que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno molecular y requiere un donador de electrones orgánico o inorgánico (Metcalf & Eddy, 2003). Este proceso es una parte integral dentro de la remoción de nitrógeno, que involucra tanto a la nitrificación como a la desnitrificación. Comparado a otros tipos de tratamiento, la remoción biológica del nitrógeno es generalmente mejor en su relación costo-beneficio y es más utilizada. Las razones por las cuales se utiliza el proceso de desnitrificación son iguales que en la nitrificación, además de la protección que brinda ante altas concentraciones de nitrato.

Es frecuente el agregar a este proceso una fuente de carbono exógena como metanol o acetato para proveer de suficiente DBO a la reducción de nitratos y para incrementar la tasa de desnitrificación (Metcalf & Eddy, 2003).

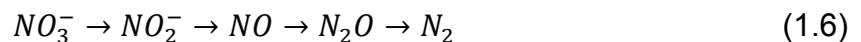
1.2.2.1 Microbiología

Una amplia variedad de bacterias son capaces de llevar a cabo el proceso de desnitrificación, sin embargo esa capacidad aún no ha sido descubierta en algas o en hongos. Estas bacterias son tanto heterótrofas como autótrofas e incluye organismos como: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, entre otras. Las especies de *Pseudomonas* son las más comunes y de más amplia difusión de todas las desnitrificantes y han mostrado la utilización de una amplia variedad de compuestos orgánicos como el hidrogeno, metanol, carbohidratos, etc. (Metcalf & Eddy, 2003)

La mayoría de estas bacterias son organismo aerobios facultativos con la habilidad de usar tanto al oxígeno, como los nitratos o los nitritos, y algunos pueden incluso llevar a cabo un proceso de fermentación en ausencia de nitrato u oxígeno. Otra tipo de bacteria autótrofa que tiene la capacidad de desnitrificar usa el hidrógeno y reduce los compuestos azufrados como donadores de electrones durante la desnitrificación (Metcalf & Eddy, 2003).

1.2.2.2 Estequiometria

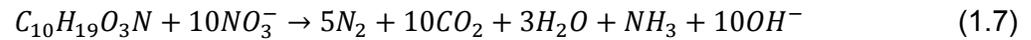
La desnitrificación biológica involucra la oxidación biológica de algunos sustratos orgánicos en el tratamiento de aguas residuales, usando nitrato o nitrito como receptor de electrones en vez de oxígeno. En ausencia de demanda de oxígeno o bajo condiciones de concentración limitadas, la enzima reductora de nitrato es inducida en la cadena respiratoria de transporte de electrones y se genera la reacción que va de nitrato a nitrito a óxido nítrico a óxido nitroso a nitrógeno molecular:



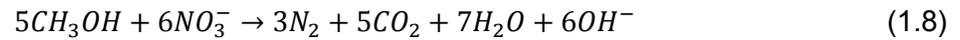
En procesos de remoción biológica de nitrógeno, el donador de electrones es típicamente una de las siguientes tres fuentes: la demanda química de oxígeno en el influente del agua tratada, la demanda química de oxígeno producida durante el decaimiento endógeno o por una fuente exógena como metanol o acetato.

La reacción estequiométrica para los diferentes donadores de electrones es la siguiente:

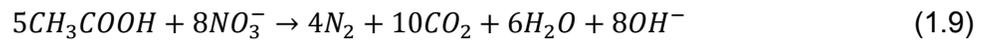
a) Agua Residual:



b) Metanol:



c) Acetato:



La reacción $C_{10}H_{19}O_3N$ es frecuentemente utilizada para representar la materia orgánica biodegradable en aguas residuales. En estas reacciones el nitrato que actúa como receptor de electrones se reduce a gas nitrógeno, mientras que el donador de electrones es la fuente de carbono, el cual pierde electrones y es oxidado a bióxido de carbono (Metcalf & Eddy, 2003).

1.2.2.3 Factores que afectan la desnitrificación

Así como sucede en la nitrificación, existen diversos factores que afectan la tasa de desnitrificación:

- **Temperatura**

Como en la mayoría de las reacciones bioquímicas, la desnitrificación depende en gran medida de la temperatura y puede llevarse en el intervalo que va de 2 a 60°C, siendo el punto óptimo de este proceso los 25°C (Metcalf & Eddy, 2003).

- **Oxígeno disuelto**

Esta característica pese a no entrar en contacto directo con el proceso, compite por el nitrato en la mezcla lo que hace deseable su ausencia. Es importante mencionar que con una concentración de $0.2 \frac{mg}{l}$ es suficiente para inhibir la desnitrificación por *Pseudomonas* (Randall et al., 1992).

- ***pH***

Se considera un intervalo óptimo para el desarrollo de la desnitrificación el que va de 6.5 a 8, pues se ha observado que a valores de pH neutros o alcalinos se favorece la conversión de óxido nitroso a nitrógeno gaseoso, es importante mencionar que este proceso tiende a incrementar el pH del sistema por producción de alcalinidad del donador orgánico de electrones.

- ***Tiempo de retención celular***

El proceso de desnitrificación depende de la porción de biomasa desnitrificante, pues si esta es muy pequeña no podrán ser removidos los nitratos que se produjeron durante la nitrificación, es por lo anterior que es necesario incrementar el tiempo de retención celular, para aumentar la biomasa desnitrificante, manteniendo la mínima edad de lodo aerobio requerido.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROYECTO

Para el desarrollo de este proyecto se llevaron a cabo tres etapas de experimentación, las cuales fueron:

- Rehabilitación del reactor piloto
- Etapa de arranque y estabilización
- Operación del reactor bajo diferentes condiciones

Es importante antes de comenzar a describir cada una de las etapas por las cuales pasó el desarrollo de este experimento, esquematizar mediante un diagrama el acondicionamiento del reactor, destacando las partes que lo componen.

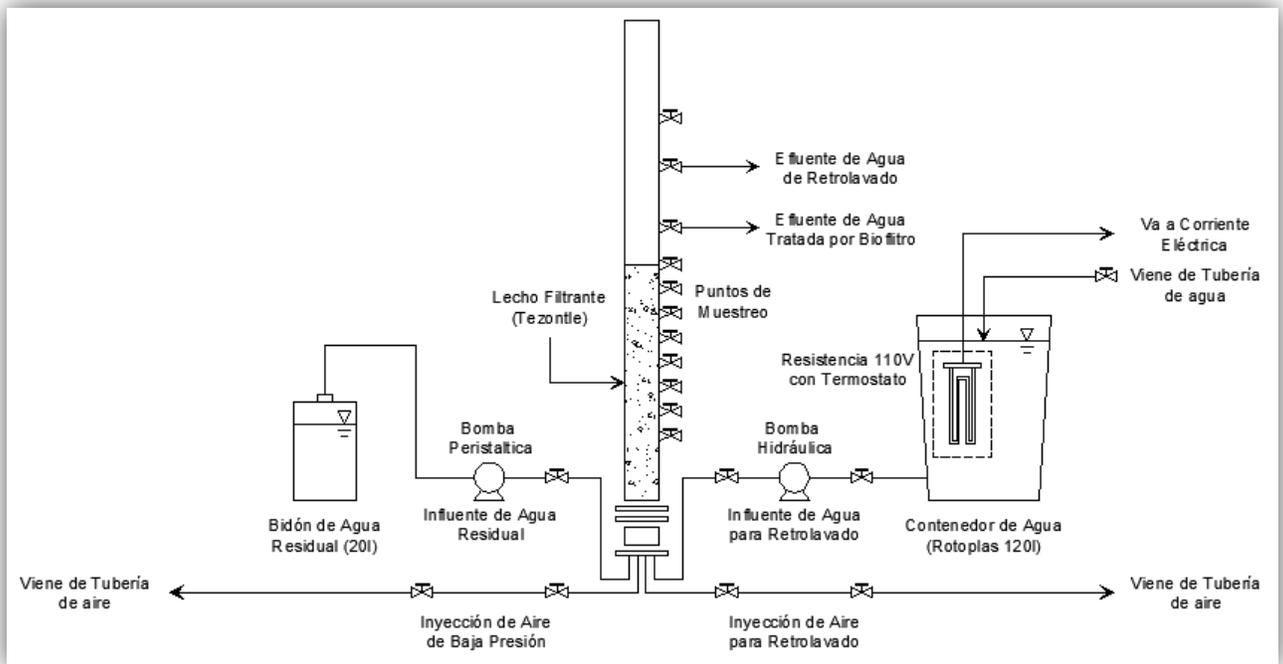


Figura 2.1 Diagrama esquemático del reactor piloto en laboratorio

En la primera etapa, se conocieron las condiciones en las que se encontraba el reactor, las cuales a pesar de un previo uso se determinó un grado aceptable para llevar a cabo la experimentación en el biofiltro. Las principales contrariedades que se presentaron durante esta fase fueron algunas partes desgastadas tales como llaves de paso, mangueras, abrazaderas y las conexiones que existían en el tanque de agua de retrolavado; como se puede apreciar todas son partes de desgaste por uso ordinario, las cuales deben mantener un mantenimiento constante, el cual se realizó en esta etapa de rehabilitación.

Las actividades realizadas fueron de exploración de las condiciones iniciales del filtro, así como de pruebas de operación con agua obtenida de las llaves de paso del laboratorio de Ingeniería Ambiental. Estas pruebas mostraron de manera oportuna los diferentes puntos rojos a tratar en los que se veían involucradas las partes previamente mencionadas y asociadas exclusivamente con fugas de agua, las cuales fueron resueltas con el cambio del material afectado o en degradación por piezas nuevas que solucionaban el goteo de agua, fabricación de empaques para conexiones existentes y refuerzo en conexiones con cinta teflón y pegamento para PVC hidráulico en los casos que existía mayor presión hidráulica, como lo era el tanque de agua para retrolavado.

Cabe mencionar a manera de descripción las características con las que cuenta el filtro, siendo un tubo de PVC hidráulico, este se encuentra colocado verticalmente sobre un soporte metálico para evitar el contacto con el piso, permitiendo de esta manera colocar las válvulas de paso para el influente de agua residual y de retrolavado así como para las válvulas de paso para aireación del medio y aire de retrolavado, lo cual favorece el acceso y mantenimiento al reactor. Además en la parte superior se encuentra fijo mediante una abrazadera metálica al muro del laboratorio para evitar su caída.

A lo largo de la longitud del tubo se encuentran distribuidas nueve llaves de las cuales se puede extraer agua para llevar a cabo un análisis de muestra en el punto deseado, permitiendo de esta manera crear perfiles de las diferentes reacciones a través del reactor; de igual forma se encuentran en la parte superior tres llaves designadas en orden ascendente para el efluente del agua en etapa de filtración, efluente del agua en etapa de retrolavado y una última adicional para excedencias y como medida de seguridad en caso de taponamiento de las anteriores.

Tabla 2.1 Características del Filtro

Características	Valor
Altura total del filtro	1.96 m
Diámetro interno del filtro	0.145 m
Área transversal del filtro	0.016 m ²
Espesor de pared	0.012 m
Profundidad del medio filtrante	0.96 m
Volumen total del medio filtrante	0.016 m ³
Área superficial del medio filtrante	23.6 m ²

Durante la etapa dos de la experimentación, se alimentó el filtro por espacio de una semana con agua residual proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cerro del Agua, ubicada en la Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, la cual da servicio al agua residual proveniente de dicha entidad así como también brinda servicio a las zonas residenciales ubicadas en el área circundante.

Lo anterior con el objeto de inocular el medio filtrante con una población bacteriana real y que las condiciones en laboratorio sean lo más semejantes posibles a las que se presentan en campo, pero bajo situaciones controladas.

Se utilizaron dos bidones de cinco litros para extraer muestras del tanque de aireación y tanque de membranas en la planta de CU, para tener lodos diluidos y espesos respectivamente y generar una muestra más representativa de un influente característico de una planta de tratamiento de aguas residuales. Las muestras mencionadas se ingresaron por medio de una bomba peristáltica (desplazamiento positivo) al reactor a razón de diez litros por día combinando ambos tipos de lodos y dejando reposar por espacio de un día la cantidad ingresada, esto con la finalidad de permitir el desarrollo de una biopelícula en el material del lecho filtrante, dando espacio a que las colonias bacterianas se establecieran y permitieran la continuación del experimento.

Durante el periodo de estabilización, periodo que se proporcionó para que las colonias de bacterias se desarrollaran, se alimentó intermitentemente el filtro con agua previamente calentada por una resistencia (alrededor de 25°C) proveniente de las tomas del laboratorio de Ingeniería Ambiental, de igual modo se oxigenó el medio manteniendo una baja concentración

de oxígeno disuelto (debajo de $1 \frac{mg}{l}$) proveniente de los compresores del laboratorio, brindando las condiciones necesarias para preservar y propiciar el desarrollo de vida bacteriana en el medio.

Finalmente y una vez alcanzado los objetivos de las primeras dos etapas, se comenzó a operar el reactor. Para esto fue necesaria la preparación de agua residual sintética utilizando compuestos y micronutrientes existentes en el laboratorio, gracias a los cuales era posible controlar y variar la carga orgánica en el influente así como su pH, esta se almacenaba en bidones de 20 litros e ingresaba al filtro mediante una bomba peristáltica. Así como en la etapa anterior las condiciones de temperatura eran controladas mediante una resistencia con termostato incluido, mediante el cual se regulaba esta condición en un rango de 10°C a 40°C, suficiente para las diferentes variables de operación del experimento. En el caso del oxígeno disuelto, el aire que ingresaba era suministrado por los compresores del laboratorio de Ingeniería Ambiental y regulado mediante un manómetro para mantener el aire con una baja presión (menos de $1 \frac{kg}{cm^2}$) y un rotámetro para regular la cantidad de aire que ingresaba (menos de 1 LPM).

En esta etapa, el conocimiento sobre las diferentes técnicas a realizar fue determinante para interpretar los resultados obtenidos día a día, cabe destacar por la importancia que representan para el desarrollo de este trabajo las pruebas para la obtención de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Nitrógeno Amoniacal, Nitratos y Nitritos.

2.1 Justificación

El nitrógeno en sus diferentes formas (nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos) es uno de los compuestos contaminantes más representativos y abundantes en el agua residual, además es bien sabido que el nitrógeno amoniacal puede disparar condiciones de eutrofización incrementando ampliamente el enriquecimiento de nutrientes en los cuerpos receptores de agua tratada y que su remoción puede ser completada ya sea por procedimientos físicos, químicos o biológicos (Jae Ho et al., 1997). A pesar de los efectos de un tratamiento estable y una adaptación más adecuada al cambio en la calidad y cantidad de agua residual, los métodos físicos y químicos tienen algunas severas desventajas como lo son el alto costo de los compuestos a utilizar, el alto consumo de energía eléctrica y en ocasiones la generación de contaminantes secundarios (Jae Ho et al., 1997). Las tecnologías biológicas son más económicas y efectivas en ese aspecto debido a los bajos costos y una operación más conveniente respecto a los métodos mencionados anteriormente (USEPA, 1993).

El proceso tradicional de remoción biológica de nitrógeno incluye dos etapas; la nitrificación aerobia de amonio a nitratos y la desnitrificación anóxica de nitratos a gas nitrógeno (USEPA, 1993). Sin embargo existen algunos problemas como la baja eficiencia en la remoción de nitrógeno total, altos costos de consumo de energía y condiciones inestables cuando se trata aguas con alta concentración de amonio en la etapa de desnitrificación (Khin y Annachatre, 2004).

Existen novedosas tecnologías desarrolladas recientemente que utilizan de manera importante la concentración de nitritos y por lo cual es importante mejorar e investigar una manera más eficiente de realizar una nitrificación parcial. Ya que no se suele encontrar nitritos en el agua cruda, es necesario efectuar una nitrificación parcial, la cual convierta la mitad del amonio a nitritos. Sin embargo el control de esta propuesta es difícil de lograr ya que por un lado se debe evitar la oxidación de los nitritos a nitratos y por el otro lado una conversión eficiente de amonio a nitritos debe ser asegurada. La clave para una nitrificación efectiva (acumulación de nitritos) es favorecer el crecimiento de las bacterias oxidantes de amonio (AOB) e inhibir el crecimiento de las bacterias oxidantes de nitritos (NOB).

De acuerdo a las expresiones cinéticas de estas bacterias, AOB y NOB (Ruiz et al., 2003; Wiesmann, 1994) los principales factores que afectan la acumulación de nitritos incluyen la concentración de nitrógeno amoniacal, el valor del pH, la temperatura y el oxígeno disuelto. Tanto el valor de nitrógeno amoniacal como el de pH no son factores limitantes para el

crecimiento de bacterias oxidantes de amonio (AOB) en un agua residual rica en amonio, debido a sus altas concentraciones de amonio y alcalinidad. La cantidad de amonio libre producida por la alta concentración de amonio y pH puede inhibir el crecimiento de bacterias oxidantes de nitritos (NOB), pero no durará por mucho debido a la buena aclimatación que presentan estos microorganismos al amonio libre (Abeling y Seyfried, 1992; Turk Mavinic, 1989; Villaverde et al., 2000).

Otros datos han sido reportados en los que el crecimiento de nitritos ha sido satisfactoriamente registrado a temperaturas más altas que van del orden de los 30°C a 40°C, lo cual favorece una nitrificación parcial (Villaverde et al., 2000).

Otro de los valores analizados es el oxígeno disuelto, al cual las bacterias oxidantes de nitritos presentan una baja afinidad a diferencia de las bacterias oxidantes de amonio, lo cual es de gran ayuda para la inhibición de NOB a bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Picioreanu et al., 1997) por lo es posible lograr una acumulación de nitritos a diferentes grados de saturación de oxígeno para NOB y AOB (Wiesmann, 1994; Garrido et al., 1997).

Por lo tanto el presente trabajo se fundamenta en los factores previamente mencionados para el establecimiento de una nitrificación parcial exitosa, valiéndose de las herramientas existentes en el laboratorio se regularán las condiciones de pH, temperatura, oxígeno disuelto que favorezcan la proliferación de AOB y que al mismo tiempo inhiban el crecimiento de NOB.

CAPÍTULO III

DESARROLLO DEL EXPERIMENTO

Una vez habilitado el reactor piloto localizado en el laboratorio de Ingeniería Ambiental, se dio paso al desarrollo de la experimentación. Una vez recabada la información necesaria sobre el tema de inhibición de bacterias oxidantes de nitritos se plantearon los insumos requeridos para llevar a cabo este proceso. Además, se planteó que el influente del filtro sería agua residual sintética elaborada en sitio con compuestos químicos y el lecho filtrante constituido por tezontle.

3.1 Consideraciones y condiciones iniciales

Como se mencionó anteriormente, debido a la necesidad de variar algunos parámetros del agua residual en el influente, así como por la complejidad de transportar diariamente agua proveniente de la planta de tratamiento, se tomó la decisión de prepararla sintéticamente en el laboratorio de Ingeniería Ambiental, para este proceso se tomó en cuenta las consideraciones realizadas por diferentes autores para una correcta caracterización de un agua residual representativa. (Li et al., 2008; Kim et al., 2007; Jang et al., 2003)

La composición está dividida en dos partes, por un lado los compuestos que brindan los macronutrientes al agua residual y por el otro lado en menor proporción pero de igual importancia los micronutrientes, que proporcionan las pequeñas dosis que necesitan las bacterias para sobrevivir en el medio filtrante ya que son sustancias indispensables para que se lleven a cabo los diferentes procesos metabólicos de estos organismos.

Tabla 3.1 Compuestos de Agua Residual Sintética (Li et al., 2008; Kim et al., 2007)

Formula Química	Compuesto	Concentración
CH_3COONa	Acetato de Sodio	$132.3 \frac{mg}{l}$
<i>Proteína Vegetal Hidrolizada</i>	Proteína Vegetal Hidrolizada	$451.5 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_2SO_4$	Sulfato de Amonio	$140 \frac{mg}{l}$
KH_2PO_4	Fosfato monobásico de potasio	$44 \frac{mg}{l}$
K_2HPO_4	Fosfato dibásico de potasio	$45 \frac{mg}{l}$
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	Cloruro de Calcio	$30 \frac{mg}{l}$
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	Sulfato de Magnesio	$25 \frac{mg}{l}$
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	Sulfato de Hierro	$20 \frac{mg}{l}$
Na_2CO_3	Carbonato de Sodio	$66 \frac{mg}{l}$
$NHCO_3$	Bicarbonato de Sodio	$105 \frac{mg}{l}$

Tabla 3.2 Micronutrientes del Agua Residual Sintética (Li et al., 2008; Kim et al., 2007)

Formula Química	Micronutriente	Concentración
H_3BO_3	Ácido bórico	$0.05 \frac{mg}{l}$
$ZnCl$	Cloruro de Zinc	$0.05 \frac{mg}{l}$
$CuCl_2$	Cloruro de Cobre	$0.05 \frac{mg}{l}$
$MnSO_4 \cdot H_2O$	Sulfato de Manganeso	$0.05 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	Molibdato de Amonio	$0.05 \frac{mg}{l}$
$AlCl_3$	Cloruro de Aluminio	$0.05 \frac{mg}{l}$
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	Cloruro de Cobalto	$0.05 \frac{mg}{l}$
$NiCl_2$	Cloruro de Níquel	$0.05 \frac{mg}{l}$

En las tablas 3.1 y 3.2 se puede apreciar el contenido químico que se utilizó durante el desarrollo de este experimento, y se ejemplifica con un agua residual con $300 \frac{mg\ DQO}{l}$ como base de cálculo para otras concentraciones. Sin embargo, debido a las condiciones particulares de cada corrida experimental, las cantidades de los diferentes compuestos fueron alteradas a través de los diferentes ensayos propuestos para adaptarse al desarrollo de cada prueba, por ejemplo los primeros dos compuestos que aparecen en la tabla 3.1 (Acetato de Sodio y Proteína Vegetal Hidrolizada) proporcionan al agua residual sintética un porcentaje de su concentración como DQO (alrededor del 70% y 45%, respectivamente), en tanto el sulfato de amonio y el fosfato de potasio brindan aproximadamente un 25% de su concentración como nitrógeno y fósforo, respectivamente. Más adelante se exponen detalladamente las concentraciones utilizadas para cada una de las corridas realizadas.

Otro de los elementos que debe tomarse en consideración es la composición del lecho filtrante, el material seleccionado para el desarrollo del experimento fue el tezontle rojo, una roca ígnea extrusiva de origen volcánico, de gran dureza, gran número de poros, precio accesible, área específica superficial amplia y alta rugosidad. Éste fue lavado en varias ocasiones utilizando agua y aire a presión dentro del filtro, para eliminar polvo y algunas impurezas que podría haber acumulado, posteriormente se caracterizó para desarrollar los planteamientos de cálculos necesarios. La caracterización del medio filtrante se realizó por duplicado y el procedimiento está descrito en el Anexo 1.

La tabla 3.3 presenta las características generales que se obtuvieron a partir de las pruebas de caracterización del medio filtrante, se consideró para cada partícula una forma de elipsoide de revolución (por lo que se aprecian dos diámetros promedio de piedra diferentes) y de una muestra representativa del lecho se obtuvieron las dimensiones a considerar.

Tabla 3.3 Características del Medio Filtrante

Característica	Dimensiones
Área superficial específica.	1456 m^2/m^3
Diámetro mayor promedio.	0.787 mm
Diámetro menor promedio.	0.548 mm
Área superficial de piedra.	1.2 cm^2
Volumen de piedra.	0.093 cm^3
Número específico de piedras.	12175 <i>piedras/l</i>
Densidad tezontle empacado.	1.3 kg/l
Porcentaje de vacíos.	41.3%

3.2 Variables del Proceso Biológico

Los parámetros biológicos establecen las limitantes del desarrollo del experimento, para este caso los más significativos son la carga orgánica volumétrica y superficial y la concentración de contaminante o DQO en el influente.

La carga orgánica puede definirse como la concentración de sustrato que ingresa al sistema, por concentración unitaria de microorganismos presentes y por unidad de tiempo. Para el caso de sistemas de biomasa fija se puede expresar por unidad de área superficial ya que sobre esta crece la biopelícula, aunque en general, los resultados reportados se encuentran en función de la carga orgánica volumétrica o superficial aplicada al sistema (González, 1998).

La ecuación que representa la carga orgánica volumétrica superficial y volumétrica está dada de la siguiente manera:

$$CO_s = \frac{QS_o}{A_s} ; CO_v = \frac{QS_o}{V} \quad (3.1)$$

En donde, Q es el gasto o caudal en (m^3/d), S_o es la cantidad de DQO en el influente en ($kg DQO/m^3$), CO_v es la carga orgánica volumétrica en ($kgDQO/m^3 \cdot d$), CO_s es la carga orgánica superficial en ($kgDQO/m^2 \cdot d$) y V es el volumen del reactor en (m^3).

Es conveniente de acuerdo a la investigación realizada para el desarrollo del experimento, el uso de una carga orgánica volumétrica baja, pues favorece el desarrollo del tipo de bacterias AOB (bacterias oxidantes de amonio), las cuales son objeto de este estudio.

La concentración de contaminante o DQO en el influente, determina la cantidad de oxígeno requerida para la oxidación química de la materia orgánica del agua residual e indica el grado de contaminación en que se encuentra el agua residual a tratar, por lo regular se tiene como un dato que se determina a partir de las concentraciones de contaminantes en el agua o en experimentos se determina a partir de la ecuación para la obtención de la carga orgánica, conociendo las demás variables que intervienen en el proceso y está dada por:

$$S_o = \frac{CO_v V}{Q} ; S_o = \frac{CO_s A_s}{Q} \quad (3.2)$$

En donde, Q es el gasto o caudal en (m^3/d) , S_o es la cantidad de DQO en el influente en $(kg\ DQO/m^3)$, CO_v es la carga orgánica volumétrica en $(kg\ DQO/m^3 \cdot d)$, CO_s es la carga orgánica superficial en $(kg\ DQO/m^2 \cdot d)$ y V es el volumen del reactor en (m^3) . Es conveniente asociarle al igual que en la carga orgánica, un valor pequeño que favorezca el proceso y revisar si el tratamiento de un efluente secundario resulta más adecuado dada una concentración de DQO menor, o si conviene darle tratamiento a un efluente primario con una concentración mayor.

3.3 Variables de Operación Hidráulica

En el desarrollo de la experimentación propuesta, se consideró necesario el establecimiento de algunos parámetros importantes para definir y sustentar hidráulicamente el proceso, los más significativos debido al tema propuesto son el gasto, el tiempo de retención hidráulico y el volumen de vacíos.

El gasto corresponde a la variación de un volumen con respecto al tiempo, para fines de ingeniería ambiental se puede expresar en términos de una carga orgánica ya sea volumétrica o superficial por unidad de volumen o área entre la concentración de sustrato de DQO en el influente.

Lo anterior se expresa de la siguiente manera:

$$Q = \frac{CO_v V}{S_o} ; Q = \frac{CO_s A_s}{S_o} \quad (3.3)$$

En donde, Q es el gasto o caudal en (m^3/d) , S_o es la cantidad de DQO en el influente en $(kg\ DQO/m^3)$, CO_v es la carga orgánica volumétrica en $(kg\ DQO/m^3 \cdot d)$, CO_s es la carga orgánica superficial en $(kg\ DQO/m^2 \cdot d)$ y V es el volumen del reactor en (m^3) .

Al despejar el gasto queda expresado en función de variables biológicas y un parámetro físico del filtro que podemos calcular fácilmente, lo anterior para conocer la cantidad de influente con la que se alimentará al reactor por unidad de tiempo; lo que es importante conocer ya que este dato proporcionará el volumen de agua residual sintética que se debe preparar cada cierta cantidad de tiempo.

El tiempo de retención hidráulica es otro de los parámetros hidráulicos que debe considerarse, está definido como la cantidad de tiempo que pasa el agua en el filtro biológico, o el tiempo que tiene contacto directo tanto con la biopelícula como con el medio filtrante, de modo que un mayor tiempo de residencia hidráulica favorece la producción de microorganismos y tiene una eficiencia de remoción más alta de contaminantes, sin embargo para los fines de este experimento se ha destacado que las AOB (bacterias oxidantes de amonio) requieren de un TRH (tiempo de retención hidráulico) menor para desarrollarse, pues de esta manera la competencia con otras formas de microorganismos es menor.

El tiempo de retención hidráulico puede obtenerse a partir de la relación que guarda el gasto con el volumen de vacíos a partir de la siguiente expresión:

$$TRH = \frac{V_v}{Q} \quad (3.4)$$

En donde, TRH es el tiempo de retención hidráulico en (d) , V_v es el volumen de vacíos en (m^3) y Q es el gasto o caudal en (m^3/d) . El gasto es un parámetro conocido gracias a la ecuación presentada con anterioridad y el volumen de vacíos se obtiene a partir de la caracterización del medio filtrante.

El volumen de vacíos es una propiedad física que determina en una muestra conformada por un sólido en particular, la cantidad de espacio ocupada por aire y agua, es decir el volumen total que se forma de los espacios entre sólidos que conforman la muestra, esto nos ayuda a determinar la capacidad del material de análisis para aceptar agua y verse completamente

saturado, lo cual ayuda a determinar si su porosidad es conveniente para el medio filtrante y que tan benéfico es para el desarrollo bacteriano.

Este último se puede representar como la diferencia entre el volumen total de una muestra representativa del material de análisis (incluidas la parte sólida, líquida y gaseosa de la misma), menos el volumen exclusivamente de los sólidos y se puede expresar de la siguiente manera:

$$V_v = V_t - V_s \quad (3.5)$$

En donde, V_v es el volumen de vacíos, (que considera solo la parte líquida y gaseosa de la muestra) expresada en (m^3), V_t es el volumen total de la muestra expresada en (m^3) y V_s es el volumen únicamente de los sólidos en la muestra y esta expresada de igual manera en (m^3).

CAPÍTULO IV

MATERIALES Y METODOLOGÍA

4.1 Equipos

La configuración del reactor para este importante proceso, se diseñó basándose en los requerimientos del experimento.

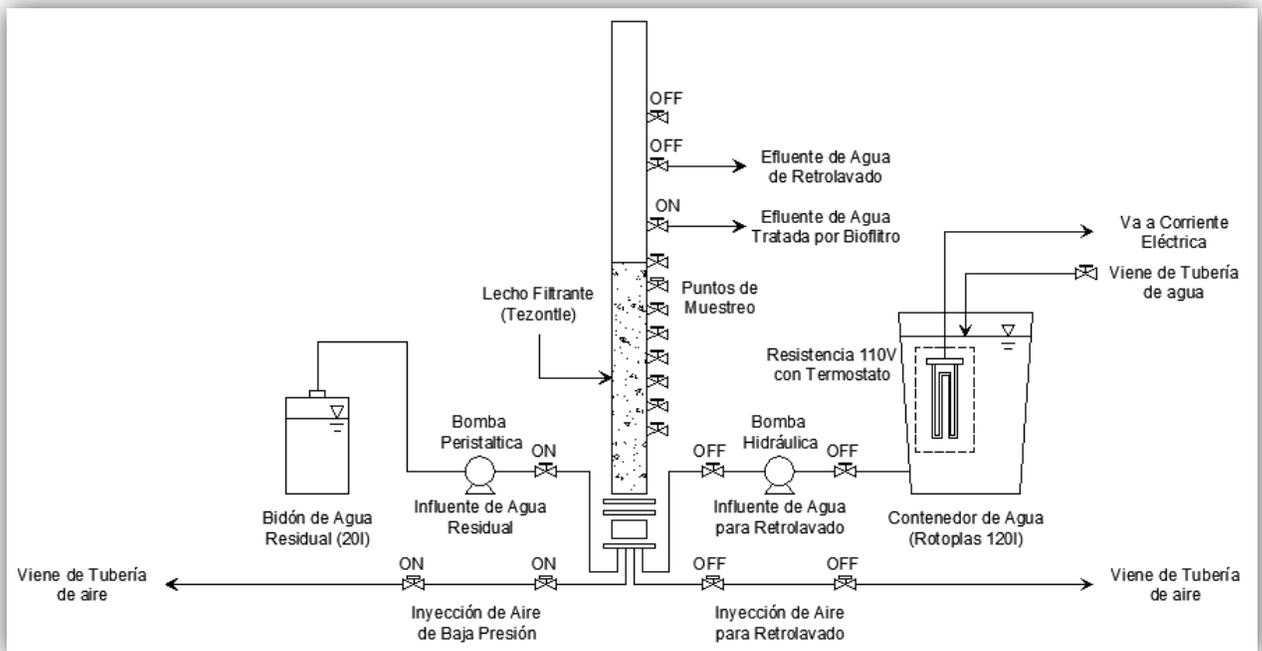


Figura 4.1.1 Esquema de funcionamiento en proceso de filtración

Como se aprecia en la figura 4.1.1 el funcionamiento del reactor consideró los criterios de operación básicos para un filtro biológico aireado, además presentó condiciones adecuadas durante el funcionamiento, permitiendo el buen desarrollo de la experimentación.

El proceso de retrolavado fue determinante durante el desarrollo de las diversas corridas experimentales, pues como se ha mencionado en capítulos anteriores, evita la colmatación del medio y permite la limpieza del reactor al mismo tiempo, lo cual beneficia el cambio que se

genera entre cada una de las pruebas, pues garantiza que las condiciones a las que se expone el filtro tarden menos en estabilizarse.

En este proceso la configuración del reactor obedeció a un esquema de funcionamiento en el cual, varias de las válvulas de alimentación eran abiertas o cerradas de acuerdo a la necesidad por el retrolavado, se puede apreciar lo anterior en la figura 4.1.2 que esquematiza el funcionamiento del biofiltro durante el proceso de retrolavado.

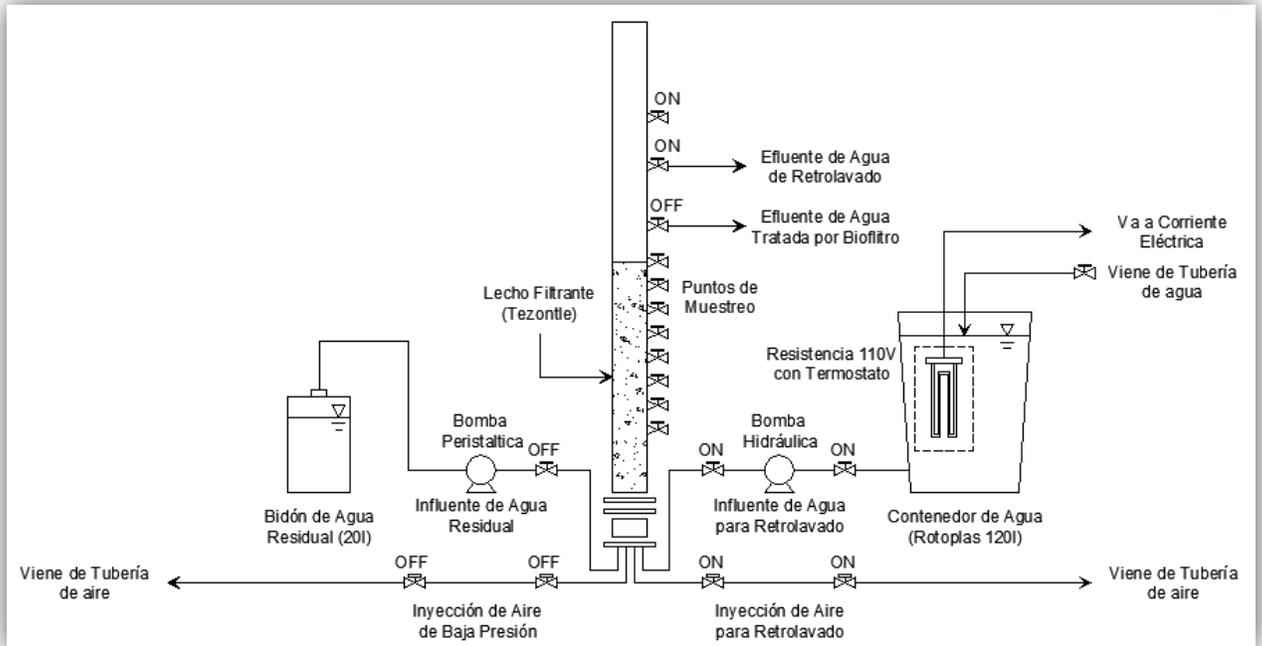


Figura 4.1.2 Esquema de funcionamiento durante retrolavado

Uno de los elementos más importantes en el experimento de inhibición de bacterias oxidantes de nitritos es el agua residual, que como se ha mencionado anteriormente fue elaborada sintéticamente en el laboratorio y que debido a las grandes cantidades manejadas durante la duración del experimento tuvo que ser preparada en concentraciones altas para ser diluida con agua proveniente del tanque de agua de retrolavado, obteniendo de esta manera las cantidades de DQO y carga orgánica requeridas para las diferentes corridas experimentales.

La mezcla concentrada de los compuestos que conformaban el agua residual sintética era preparada en un bidón de 20 litros desde el cual se alimentaba por medio de una bomba peristáltica una conexión dirigida al influente del filtro. En dicha conexión el agua proveniente

del bidón y del tanque de agua de retrolavado se mezclaban diluyendo la primera y obteniendo de esta manera las concentraciones adecuadas del agua residual solicitada para cada caso.

La regulación del caudal de entrada conformado por un porcentaje de agua residual sintética y otro porcentaje de agua del tanque de retrolavado al influente del filtro, se controló mediante bombas peristálticas, las cuales poseen la capacidad de variar las revoluciones por minuto de sus cabezales, permitiendo un ajuste adecuado del gasto a las necesidades del experimento. Las bombas utilizadas eran marca Cole Parmer de la línea Master Flex L/S *economy drive* y el modelo era el 7554-80, figura 4.1.3.



Figura 4.1.3 Bomba Peristáltica

Los parámetros que se mantuvieron bajo observación durante la duración total de la prueba, por su importancia para determinar las características apropiadas para el desarrollo del experimento fueron: temperatura, pH y oxígeno disuelto. Además se realizaron otras pruebas para comprobar la obtención de resultados de acuerdo a la variación de los parámetros previamente establecidos, los cuales se analizarán a detalle más adelante (nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal, entre otros).

La temperatura del agua del influente del filtro debido a la investigación realizada y presentada en la justificación del proyecto, se decidió mantener constante por encima de los 30°C y por debajo de los 40°C, ya que de esta manera se favorece el desarrollo de los microorganismos de

interés (AOB); esto se logró utilizando un contenedor de agua capaz de almacenar hasta 120 litros, el cual estaba provisto de una válvula del tipo flotador que permitía controlar el ingreso de agua proveniente de la llave y mantener el nivel en un volumen constante.

Se adaptó una resistencia con termostato al tanque mencionado y se fijó la temperatura en 45°C para asegurar en el filtro el rango antes mencionado, considerando las pérdidas de energía por disipación de calor. Lo anterior provocó que la temperatura en el influente tuviera una variación de un par de grados con respecto a los 37°C que se mantuvieron como media.

Con lo anterior se lograba introducir las concentraciones de agua residual indicadas para cada corrida experimental a una temperatura adecuada para el proceso, cabe mencionar que tanto el tanque de agua de retrolavado como el reactor en sí, fueron forrados con espuma de polietileno con el fin de evitar bajas en la temperatura por disipación de calor. En lo que respecta a la medición de la temperatura en el reactor, esta fue tomada todos los días a lo largo del filtro en cada uno de los puntos de muestreo, así como en influente y efluente con un termómetro de mercurio para laboratorio marca Brannan con una graduación de -20°C a 110°C , figura 4.1.4.



Figura 4.1.4 Termómetro de Mercurio

En el caso del pH, cuya función es determinar la acidez del agua, los artículos en la justificación del proyecto sugieren manejar valores por encima de 7.5 para propiciar condiciones de vida adecuadas para las bacterias oxidantes de amonio (AOB); este parámetro fue en particular uno de los más complicados de estabilizar debido a las reacciones que se generan dentro del filtro y que alteran los valores de medición. Debido a que el ingreso de agua residual en conjunto con el agua de retrolavado desprendía valores por debajo de 7 y por encima de 6.5, se agregó una cantidad mayor dentro de la concentración del agua residual de carbonato de sodio en una relación uno a diez para llevar los valores al orden de 7.8 en la media con una variación de ± 0.2 . Se tomó esta decisión debido a que el carbonato de sodio actúa como amortiguador químico en las reacciones y no presenta problema alguno en el desarrollo de bacterias AOB. La cantidad necesaria a utilizar fue determinada extrapolando las mediciones de una muestra de

agua residual a la cual se agregaba gradualmente carbonato de sodio a lo que finalmente sería el concentrado de agua residual sintética realizado en el bidón.

Los resultados de las pruebas tuvieron éxito, al aumentar la alcalinidad del agua residual incrementando el pH como se expone anteriormente. La medida de este parámetro al igual que con la temperatura fue en cada punto de muestreo, además del influente y efluente, con lo que se generaba un perfil de pH a través del filtro y se llevó a cabo con un medidor de pH marca Thermo Scientific de la línea Orion 2 Star PH benchtop y con un electrodo de la misma marca modelo Orion 9107BNMD *triode low maintenance* pH, figura 4.1.5.



Figura 4.1.5 Potenciómetro pH (medidor de pH)

La medida del oxígeno disuelto, determina la concentración de oxígeno que se encuentra disuelta en el agua, este parámetro fue variando de acuerdo a la corrida experimental realizada; sin embargo sus concentraciones se mantuvieron en el rango de $0.5 \frac{mg}{l}$ a $3 \frac{mg}{l}$, siguiendo los valores recomendados en la investigación presentada en la justificación del proyecto.

La entrada de aire de baja presión al reactor se realizó mediante la toma de aire de las tuberías del laboratorio que viene de los compresores establecidos para dicho fin, y cuya presión establecida, fue regulada en un inicio por una válvula de aire con manómetro integrado, para después controlar la entrada del caudal de aire al filtro mediante un rotámetro, cuya lectura se hacía variar de acuerdo a la corrida experimental en proceso.

Este parámetro al igual que la temperatura y el pH fue medido en influente, efluente y en cada punto de muestreo a lo largo del filtro para generar un perfil de comportamiento, este se realizó con un medidor de oxígeno disuelto de la marca YSI Incorporated de la línea YSI 5000 modelo #5000 y un electrodo de la misma marca y línea modelo YSI 5739, figura 4.1.6.



Figura 4.1.6 Medidor de Oxígeno Disuelto

El nitrógeno amoniacal es una medida usada principalmente para cuantificar los valores de amonio en el tratamiento de aguas y el método seleccionado para su determinación durante la duración del experimento fue por destilación.

El método de destilación para la obtención del nitrógeno amoniacal se basa en la transformación del nitrógeno contenido en una dilución en amoniaco dentro de un medio alcalino, por medio de la destilación que se realiza a la muestra, al resultado de este proceso se le titula con una solución de ácido sulfúrico para su cuantificación y resultado (Revisar Anexo 2).

El equipo necesario para llevar a cabo el proceso de obtención de nitrógeno amoniacal, además de los reactivos ocupados (solución *buffer* de boratos 0.25N, solución de hidróxido de sodio 6N, solución indicadora mixta y solución estándar de ácido sulfúrico 0.02N) fue en esencia el destilador, figura 4.1.7.



Figura 4.1.7 Destilador Büchi

Los nitritos son una de las cuatro formas básicas en las que el nitrógeno se encuentra presente en aguas residuales, el principio para su determinación se basó en que en una solución ácida los iones nitritos reaccionan con ácido sulfanílico para formar una sal de diazonio, la cual reacciona con el dicloruro etilendiamina y se forma un colorante azo púrpura rojizo que es determinado mediante espectrofotometría. El laboratorio cuenta con un kit de Merck, que realiza lo anteriormente descrito, únicamente con la adición de una cucharada del reactivo del kit (Revisar Anexo 3).

El equipo necesario para la realización de esta prueba fue en esencia como se menciona anteriormente el kit Merck 1.9899.0500 NO_2 como reactivo y para la lectura de los resultados un espectrofotómetro cuya longitud de onda fue 543 nm, figura 4.1.8.



Figura 4.1.8 Espectrofotómetro Genesys

Los nitratos al igual que los nitritos son compuestos derivados del nitrógeno que se encuentran presentes en las aguas residuales y cuyo principio para su determinación en laboratorio está dado por los iones nitrato que reaccionan con 2,6 dimetilfenol en presencia de ácidos fosfórico y sulfúrico, para dar 4-nitro-2,6 dimetilfenol dentro de un tiempo de reacción de 5 minutos. El desarrollo de esta prueba requiere como se menciona en los principio de esta prueba de los reactivos de 2-6, dimetilfenol y de una mezcla de ácidos sulfúrico y fosfórico en relación 1:1, (Revisar Anexo 4). Además de que para su interpretación se requirió de un espectrofotómetro cuya longitud de onda alcanzara los 324 nm, que para este caso el intervalo de medición pudo realizarse con el mismo utilizado para la prueba de nitritos y se aprecia en la figura 4.1.8.

La DBO o demanda biológica de oxígeno es un parámetro que indica la cantidad de oxígeno consumido al degradarse la materia orgánica por medios biológicos de una muestra, involucra la medición de oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos en la oxidación bioquímica de materia orgánica y el principio de esta prueba consiste en captar la presión parcial en los frascos que contienen la muestra mediante tapones con dispositivos de lectura, captando el CO_2 producido por la reacción con $NaOH$. Este método consiste en llenar con muestra un frasco

hermético e incubarlo a 20°C por un periodo de cinco días. Se mide el oxígeno disuelto antes y después de la incubación y el valor de la DBO es obtenido como la diferencia al inicio y final (Revisar anexo 5).

El equipo utilizado para la realización de esta prueba fue en los reactivos un inóculo conformado por diversas soluciones (buffer de fosfatos, sulfato de magnesio, cloruro de calcio y cloruro férrico) y botellas de Oxitop con medidores en las tapas, además de una incubadora (refrigerador con termostato) para el proceso, figura 4.1.9.



Figura 4.1.9 Equipo Oxitop

De las diferentes corridas experimentales, el funcionamiento del reactor se evaluó por la cantidad de nitrógeno amoniacal que ingresaba al filtro (transformación a nitritos y nitratos), así como por la eficiencia de remoción de DBO.

En el caso del nitrógeno amoniacal la descripción de la prueba está en el anexo dos; de acuerdo a los procedimientos realizados, la obtención de la concentración de nitrógeno amoniacal está dada según la siguiente ecuación:

$$N - NH_4^+ = \frac{(A-B) \cdot N \cdot 14}{V} \quad (4.1)$$

En donde $N - NH_4^+$ es la concentración de nitrógeno amoniacal en (*mg/l como N*), A es el volumen de solución de H_2SO_4 gastado para titular la muestra en (*l*), B es el volumen de solución de H_2SO_4 gastado en titular el blanco en (*l*), N es la normalidad de la solución de H_2SO_4 y V es el volumen ocupado de la muestra en (*l*).

4.2 Configuración del filtro a nivel laboratorio

Descritas las variables de operación, además de los parámetros necesarios para su obtención, y habiendo establecido los rangos de condiciones sobre las que trabajará el reactor, es posible determinar los elementos mencionados en función de la operación del filtro. Para empezar, las pruebas granulométricas que se desarrollaron, así como la caracterización del medio filtrante, proporcionaron el valor del volumen de vacíos (Revisar Anexo 1), el cual sirve como una de las bases para la experimentación, pues se encuentra presente en la mayoría de las ecuaciones que se utilizaron, este quedó definido de la siguiente manera para las condiciones del reactor previamente establecidas:

$$V_v = 6.517 \text{ l} = 0.0065 \text{ m}^3 \quad (4.2)$$

A continuación se propuso un valor para el tiempo de retención hidráulico que se encontrara dentro del rango deseado y que favoreciera una nitrificación parcial (TRH pequeño), para lo cual se determinó utilizar el de una hora. A partir de la ecuación del TRH, es posible obtener el gasto, que queda expresado de la siguiente manera:

$$Q = \frac{V_v}{TRH} = \frac{6.517 \text{ l}}{1 \text{ h}} = 6.517 \frac{\text{l}}{\text{h}} = 0.1564 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \quad (4.3)$$

De igual forma que con el tiempo de retención hidráulico, se propuso una carga orgánica volumétrica baja, ya que al limitar la entrada de alimento al reactor, se favorece el desarrollo de las bacterias objeto de este estudio, y se elimina la mayor cantidad posible de competencia para las mismas, la propuesta fue:

$$CO_v = 0.2 \frac{kgDQO}{d \cdot m^3} \quad (4.4)$$

Por último, el siguiente parámetro a conocer para dar inicio al arranque del reactor era la concentración de DQO en el influente, esta se determinó de acuerdo a la ecuación para la obtención de la carga orgánica volumétrica, pues las variables de gasto, carga orgánica y volumen del reactor que era igual a $0.0158m^3$ (Revisar Anexo 1) son conocidas. Quedó entonces establecida como se muestra a continuación:

$$S_o = \frac{CO_v V}{Q} = \frac{0.2 \frac{kgDQO}{d \cdot m^3} * 0.0158m^3}{0.1564 \frac{m^3}{d}} = 0.0202 \frac{kgDQO}{m^3} \quad (4.5)$$

Con lo desarrollado anteriormente fue posible establecer la primera corrida experimental del reactor, y dar comienzo a la experimentación en forma, como se mencionó en un inicio, algunos parámetros fueron cambiados en función de las necesidades de cada corrida; sin embargo se explicará cada una de estas a detalle más adelante.

4.3 Operación del filtro

Establecido el desarrollo del experimento, y conociendo los parámetros de funcionamiento, se plantearon cuatro corridas experimentales, en las cuales algunas de las variables involucradas para el proceso variarían en función del comportamiento de las bacterias oxidantes de amonio y de nitritos.

La duración de cada corrida experimental se estableció en una semana, durante la cual se repartirían los procesos necesarios para la operación del reactor, considerando que a pesar de su corta duración se ejemplificaría correctamente el comportamiento y desarrollo de los microorganismos, lo anterior quedó estipulado de la siguiente manera:

- a) Dos días para el periodo de acondicionamiento a las características particulares de cada corrida experimental, durante los cuales se alimentará al filtro buscando la estabilización del nuevo influente.
- b) Cuatro días para el proceso de filtración, durante los cuales se generarán los perfiles de comportamiento en el reactor de acuerdo a las características de temperatura, pH,

oxígeno disuelto, concentración de nitritos, concentración de nitratos y concentración de nitrógeno amoniacal.

c) Un día para el proceso de retrolavado, durante el cual se determinarán características propias a este proceso, como la determinación de sólidos suspendidos y tiempo de retención celular, además del ingreso de las características del influente de la siguiente corrida experimental.

Cabe mencionar que todas las condiciones hidráulicas: gasto, tiempo de retención hidráulico y volumen de vacíos no cambiaron durante el desarrollo de todas las corridas, se mantuvieron iguales en los cuatro ensayos. De igual manera para las condiciones biológicas se conservaron fijos los parámetros de temperatura y pH. Sin embargo como se mencionó en el desarrollo del experimento, las pérdidas por disipación de calor eran variables en función de la temperatura ambiental y se registraron variaciones de $\pm 2^{\circ}\text{C}$, con respecto a los 37°C en influente; en el caso del pH debido a las reacciones presentadas en la elaboración de las diferentes concentraciones de agua residual sintética el valor para este parámetro tuvo una variación de ± 0.2 con respecto al valor de 7.8 en influente.

La primera corrida experimental se fundamentó en el cálculo de los parámetros propuestos anteriormente, y las condiciones quedaron determinadas en la tabla 4.3.1.

Tabla 4.3.1 Parámetros iniciales en primera corrida experimental

Parámetro	Valor
Oxígeno Disuelto	Menor a $1 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$
Carga Orgánica	$0.2 \frac{\text{kgDQO}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$
DQO en influente	$0.02 \frac{\text{kgDQO}}{\text{m}^3}$

Establecidos los parámetros de funcionamiento para la primera corrida experimental, se procede a elaborar el agua residual sintética que presente las características expuestas para la primera corrida experimental. Con las consideraciones mostradas en las tablas 4.3.2 y 4.3.3 en la preparación del agua residual sintética, se asegura el cumplimiento de los parámetros establecidos al inicio de esta corrida experimental.

Tabla 4.3.2 Composición del agua residual sintética en primera corrida experimental

Formula Química	Concentración
CH_3COONa	$8.82 \frac{mg}{l}$
<i>Proteína Vegetal Hidrolizada</i>	$30.1 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_2SO_4$	$9.33 \frac{mg}{l}$
KH_2PO_4	$2.93 \frac{mg}{l}$
K_2HPO_4	$3 \frac{mg}{l}$
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	$2 \frac{mg}{l}$
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	$1.67 \frac{mg}{l}$
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	$1.33 \frac{mg}{l}$
Na_2CO_3	$4.4 \frac{mg}{l}$
$NHCO_3$	$7 \frac{mg}{l}$

Tabla 4.3.3 Micronutrientes del agua residual sintética en primera corrida experimental

Formula Química	Concentración
H_3BO_3	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$ZnCl$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$CuCl_2$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$MnSO_4 \cdot H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$AlCl_3$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$NiCl_2$	$0.0033 \frac{mg}{l}$

En la segunda corrida experimental, se tomó la decisión de incrementar la carga orgánica para favorecer las condiciones biológicas de una diversidad mayor de microorganismos, de acuerdo a esto los parámetros que se utilizaron en esta ocasión quedaron definidos como en tabla 4.3.4.

Tabla 4.3.4 Parámetros iniciales en segunda corrida experimental

Parámetro	Valor
Oxígeno Disuelto	Menor a $1 \frac{mg}{l}$
Carga Orgánica	$1.5 \frac{kgDQO}{m^3 \cdot d}$
DQO en influente	$0.15 \frac{kgDQO}{m^3}$

Al igual que en la primera corrida, se ajustaron las concentraciones de los compuestos empleados en el agua residual sintética para obtener las condiciones que se requerían para el segundo influente. De igual forma, con las consideraciones mostradas en las tablas 4.3.5 y 4.3.6 en la preparación del agua residual sintética, se asegura el cumplimiento de los parámetros establecidos al inicio de esta corrida experimental.

Tabla 4.3.5 Composición del agua residual sintética en segunda corrida experimental

Formula Química	Concentración
CH_3COONa	$66.15 \frac{mg}{l}$
<i>Proteína Vegetal Hidrolizada</i>	$225.75 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_2SO_4$	$70 \frac{mg}{l}$
KH_2PO_4	$22 \frac{mg}{l}$
K_2HPO_4	$22.5 \frac{mg}{l}$
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	$15 \frac{mg}{l}$
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	$12.5 \frac{mg}{l}$
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	$10 \frac{mg}{l}$
Na_2CO_3	$33 \frac{mg}{l}$
$NHCO_3$	$52.5 \frac{mg}{l}$

Tabla 4.3.6 Micronutrientes en agua residual sintética de segunda corrida experimental

Formula Química	Concentración
H_3BO_3	$0.025 \frac{mg}{l}$
$ZnCl$	$0.025 \frac{mg}{l}$
$CuCl_2$	$0.025 \frac{mg}{l}$
$MnSO_4 \cdot H_2O$	$0.025 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	$0.025 \frac{mg}{l}$
$AlCl_3$	$0.025 \frac{mg}{l}$
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	$0.025 \frac{mg}{l}$
$NiCl_2$	$0.025 \frac{mg}{l}$

Para la tercera corrida experimental, se regresó a los parámetros establecidos en la primera corrida es decir a una carga orgánica baja y una DQO de igual manera baja; sin embargo se incrementó la concentración de oxígeno disuelto en el influente del reactor, tabla 4.3.7.

Tabla 4.3.7 Parámetros iniciales en tercera corrida experimental

Parámetro	Valor
Oxígeno Disuelto	$2 \frac{mg}{l}$
Carga Orgánica	$0.2 \frac{kgDQO}{m^3 \cdot d}$
DQO en influente	$0.02 \frac{kgDQO}{m^3}$

La preparación de agua residual fue realizada como en la primera corrida, con la única diferencia de que la concentración del compuesto que ingresa el nitrógeno al reactor (sulfato de amonio) se elevó al doble con respecto a la segunda corrida experimental, lo anterior con la finalidad de ver el comportamiento del reactor frente a condiciones de un agua residual rica en nitrógeno. Con las consideraciones mostradas en las tablas 4.3.8 y 4.3.9 en la preparación del agua residual sintética, se asegura el cumplimiento de los parámetros establecidos al inicio de esta corrida experimental.

Tabla 4.3.8 Composición del agua residual sintética en tercera corrida experimental

Formula Química	Concentración
CH_3COONa	$8.82 \frac{mg}{l}$
<i>Proteína Vegetal Hidrolizada</i>	$30.1 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_2SO_4$	$9.33 \frac{mg}{l}$
KH_2PO_4	$2.93 \frac{mg}{l}$
K_2HPO_4	$3 \frac{mg}{l}$
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	$2 \frac{mg}{l}$
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	$1.67 \frac{mg}{l}$
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	$1.33 \frac{mg}{l}$
Na_2CO_3	$4.4 \frac{mg}{l}$
$NHCO_3$	$7 \frac{mg}{l}$

Tabla 4.3.9 Micronutrientes en agua residual de tercera corrida experimental

Formula Química	Concentración
H_3BO_3	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$ZnCl$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$CuCl_2$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$MnSO_4 \cdot H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$AlCl_3$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$NiCl_2$	$0.0033 \frac{mg}{l}$

La cuarta y última corrida experimental, se designó de igual forma que la tercera, variando la concentración de oxígeno disuelto en un 25% menos con respecto a la anterior, procurando establecer mejoras biológicas para el desarrollo de bacterias oxidantes de amonio, tabla 4.3.10.

Tabla 4.3.10 Parámetros iniciales en cuarta corrida experimental

Parámetro	Valor
Oxígeno Disuelto	Menor a $1.5 \frac{mg}{l}$
Carga Orgánica	$0.2 \frac{kgDQO}{m^3 \cdot d}$
DQO en influente	$0.02 \frac{kgDQO}{m^3}$

Debido a que las condiciones de carga orgánica no cambiaron con respecto a la anterior corrida se conservaron las concentraciones de los compuestos que conformaron al agua residual sintética, tabla 4.3.11 y 4.3.12.

Tabla 4.3.11 Composición del agua residual sintética en cuarta corrida experimental

Formula Química	Concentración
CH_3COONa	$8.82 \frac{mg}{l}$
<i>Proteína Vegetal Hidrolizada</i>	$30.1 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_2SO_4$	$9.33 \frac{mg}{l}$
KH_2PO_4	$2.93 \frac{mg}{l}$
K_2HPO_4	$3 \frac{mg}{l}$
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	$2 \frac{mg}{l}$
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	$1.67 \frac{mg}{l}$
$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	$1.33 \frac{mg}{l}$
Na_2CO_3	$4.4 \frac{mg}{l}$
$NHCO_3$	$7 \frac{mg}{l}$

Tabla 4.3.12 Micronutrientes del agua residual en cuarta corrida experimental

Formula Química	Concentración
H_3BO_3	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$ZnCl$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$CuCl_2$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$MnSO_4 \cdot H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$AlCl_3$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	$0.0033 \frac{mg}{l}$
$NiCl_2$	$0.0033 \frac{mg}{l}$

CAPÍTULO V

RESULTADOS

5.1. Temperatura, pH y oxígeno disuelto

Durante el experimento se obtuvieron perfiles de comportamiento de los parámetros de temperatura, pH y oxígeno disuelto.

Como se mencionó anteriormente se fijaron cuatro corridas experimentales y se presentan a continuación los perfiles de comportamiento obtenidos durante el proceso de filtración de temperatura, pH y oxígeno disuelto, con la finalidad de presentar las variaciones designadas a cada corrida experimental, pues fue de esta manera como se operó el reactor a través del tiempo de operación total.

El primer parámetro a analizar de acuerdo a lo mencionado previamente será la temperatura y como se aprecia en la figura 5.1.1 existe para la primera corrida experimental una caída en esta variable a partir del punto cero, que representa el influente del filtro y comienza a estabilizarse hasta el punto número dos, de las muestras de temperatura realizadas durante la primer corrida se determinó el valor promedio de esta última para cada punto de muestreo, con lo que se obtiene una gráfica de comportamiento durante el tiempo total de esta primer prueba, figura 5.1.2.

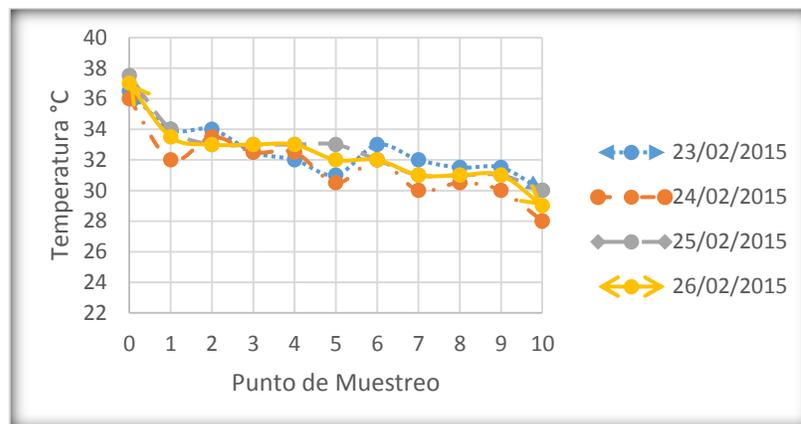


Figura 5.1.1 Temperatura de primera corrida experimental

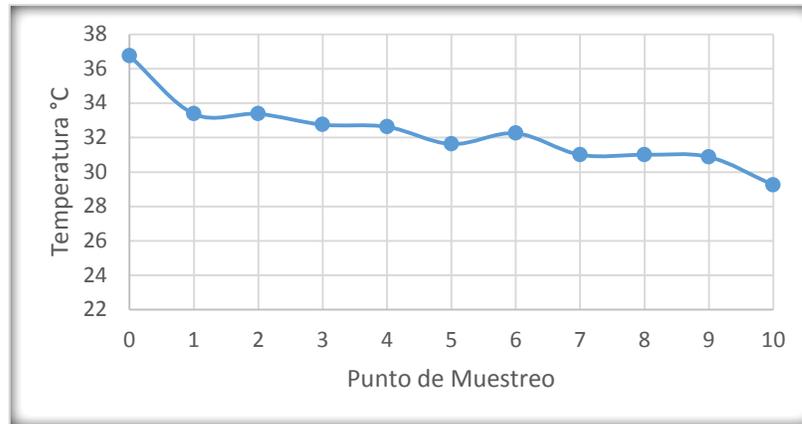


Figura 5.1.2 Temperatura promedio de primera corrida experimental

De la obtención de los valores promedio para cada punto, así como de la temperatura promedio para el reactor, es posible determinar su desviación estándar, la cual arroja 1.7°C con respecto al valor de la media que se estableció en 29.9°C , el valor de la temperatura presentó un comportamiento adecuado durante todas las corridas experimentales, ya que siempre se localizó en valores cercanos o por encima de los 30°C , que según algunos autores como Villaverde y García (1997) indican el rango de los 30°C a 40°C como el intervalo óptimo para llevar a cabo una nitrificación parcial, y por lo tanto una tasa de inhibición de bacterias oxidantes de nitritos más alta.

Durante la segunda corrida experimental, el comportamiento de este parámetro se mantuvo con una caída en los datos constante, debido a la disipación de calor al medio; sin embargo se comportó dentro de los parámetros sugeridos, figura 5.1.3. Como en la corrida anterior se manejó una gráfica representativa para este dato con los valores promedio de cada punto, figura 5.1.4.

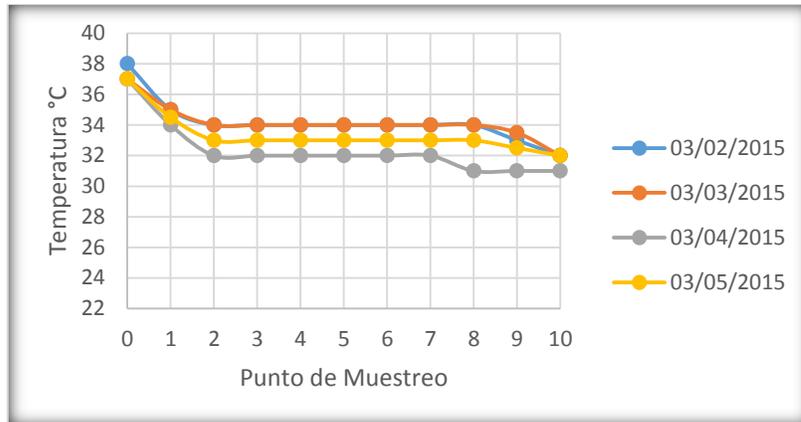


Figura 5.1.3 Temperatura de segunda corrida experimental

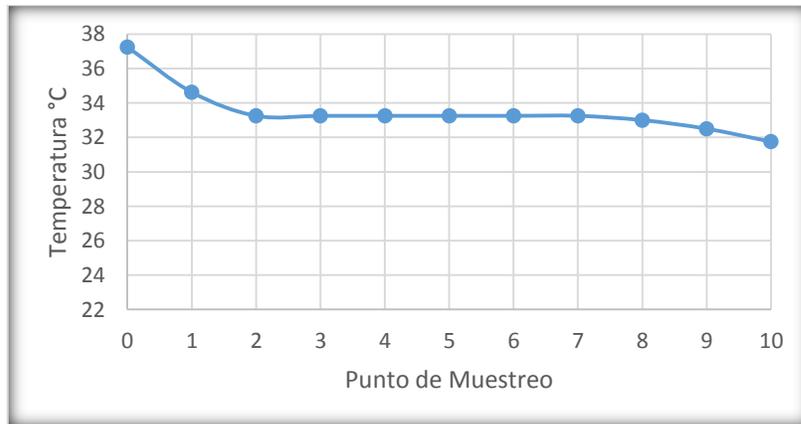


Figura 5.1.4 Temperatura promedio de segunda corrida experimental

La tendencia se describe mejor utilizando los valores promedios de los datos obtenidos durante toda la corrida, además el dato de desviación estándar que genera este comportamiento es de 1.8°C con respecto a la media establecida en 32.3°C, el parámetro continua presentándose favorablemente en el rango adecuado para llevar una nitrificación parcial, que como se ha citado anteriormente favorece la inhibición de bacterias oxidantes de nitritos.

Se aprecia el ya típico descenso de este parámetro a partir del influente, la estabilización en los puntos medios del reactor, para terminar con la baja de valores en el efluente del filtro, figura 5.1.5. Se expone el promedio de los datos en cada punto, como en las anteriores corridas, figura 5.1.6.

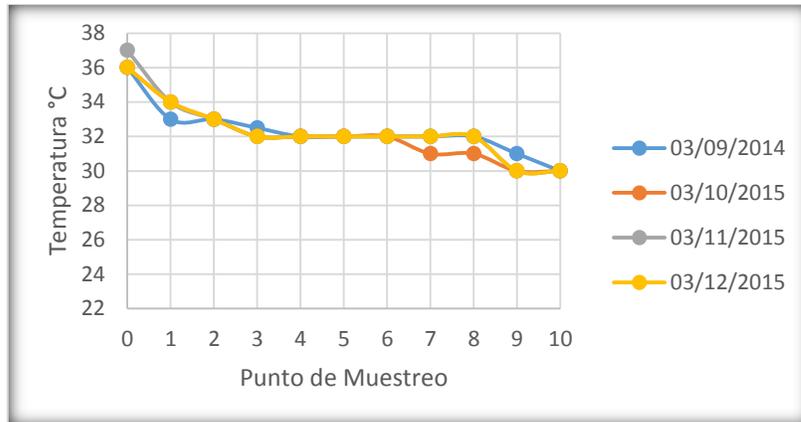


Figura 5.1.5 Temperatura de tercera corrida experimental

Los datos arrojados por la figura 5.1.6 como en los casos anteriores permiten la obtención de valores de estadística importantes para el análisis de comportamiento de los diferentes parámetros establecidos, siendo para este proceso el promedio 33.5°C, y la desviación estándar de 1.35°C, los valores siguen siendo adecuados en esta tercera corrida experimental, pues continúan siendo superiores a los 30°C.

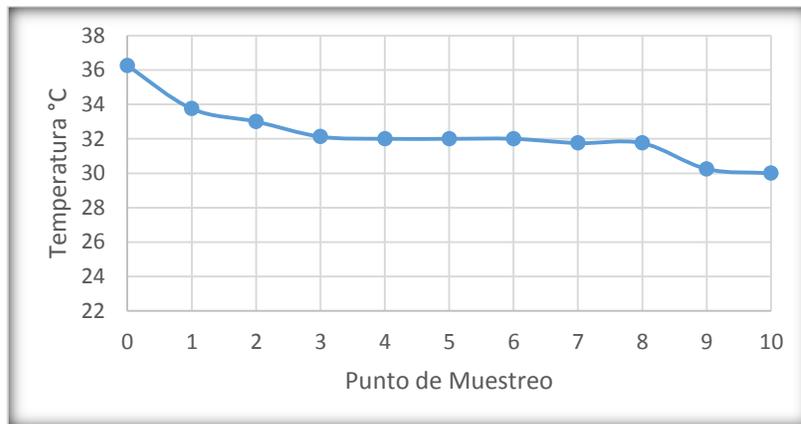


Figura 5.1.6 Temperatura promedio de tercera corrida experimental

En la cuarta corrida se aprecian condiciones semejantes a las anteriores corridas con respecto a este parámetro, de igual forma para una visualización más concreta, se presenta la figura 5.1.7 con los valores representativos de cada punto de muestreo.

De acuerdo a los cálculos realizados, los valores estadísticamente representativos de este parámetro, están dados por el promedio que corresponde a 32.3°C y a 1.6°C en la desviación estándar con respecto a la media, de igual forma que en las corridas experimentales anteriores, la temperatura presentó valores adecuados y en rango de acuerdo a la bibliografía citada (por encima de los 30°C), lo que asume una correcta nitrificación parcial, con respecto a este parámetro, figura 5.1.8.

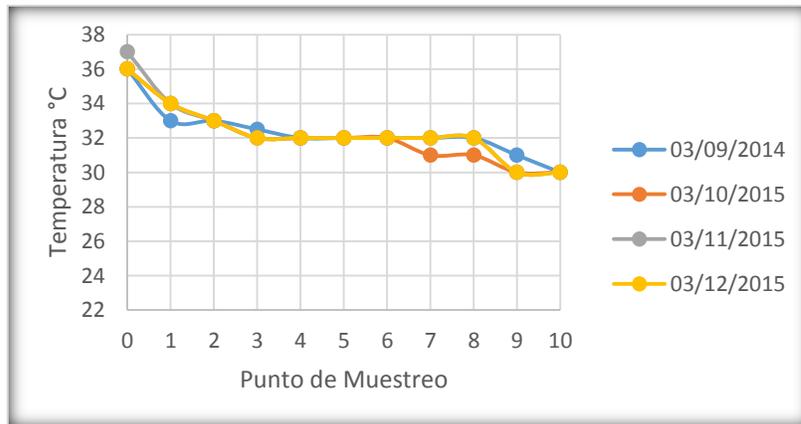


Figura 5.1.7 Temperatura de cuarta corrida experimental

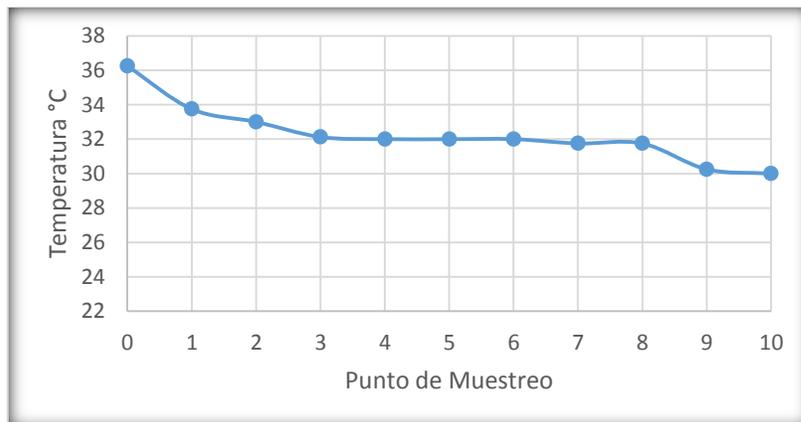


Figura 5.1.8 Temperatura promedio de cuarta corrida experimental

El siguiente parámetro a analizar es concentración de oxígeno disuelto, en la figura 5.1.9 es posible observar como hay una caída en el influente hasta el punto 1 y se mantiene estable hasta el punto 8 en el que las concentraciones de oxígeno disuelto comienzan a aumentar a medida que se acercan al efluente. Al igual que con la temperatura, se obtuvo una gráfica para el comportamiento promedio de este parámetro durante la duración de la prueba, figura 5.1.10.

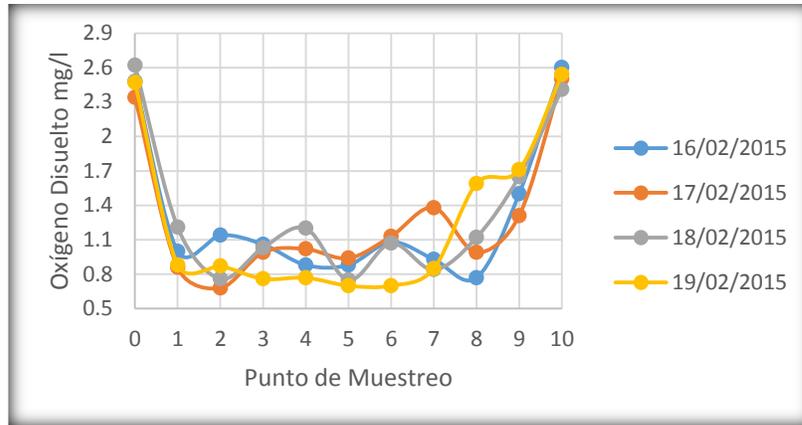


Figura 5.1.9 Oxígeno disuelto de primera corrida experimental

En este caso el promedio de la concentración de oxígeno disuelto fue de $1.3 \frac{mg}{l}$, de la cual y con base en los puntos expuestos en la gráfica se localizó una desviación estándar de $0.6 \frac{mg}{l}$, respecto a la media, de acuerdo a Picioreanu et al. (1997) las bacterias oxidantes de nitritos tienen poca afinidad a bajas concentraciones de oxígeno disuelto (concentraciones menores a $2 \frac{mg}{l}$), a diferencia de las bacterias oxidantes de amonio, lo cual favorece la inhibición de NOB, por lo tanto las condiciones para esta primera corrida experimental, presentaron un comportamiento adecuado para una nitrificación parcial, figura 5.1.10.

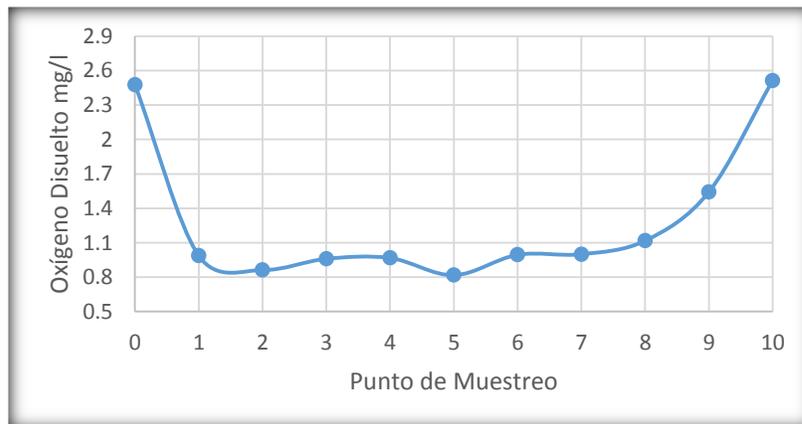


Figura 5.1.10 Oxígeno disuelto promedio de primera corrida experimental

Dadas las condiciones para la concentración de oxígeno disuelto, se puede observar que al igual que en la corrida anterior existe una disminución en el influente, una estabilización en los puntos medios del reactor y por último un incremento en el influente, figura 5.1.11. La figura del comportamiento promedio muestra claramente esta tendencia, figura 5.1.12.

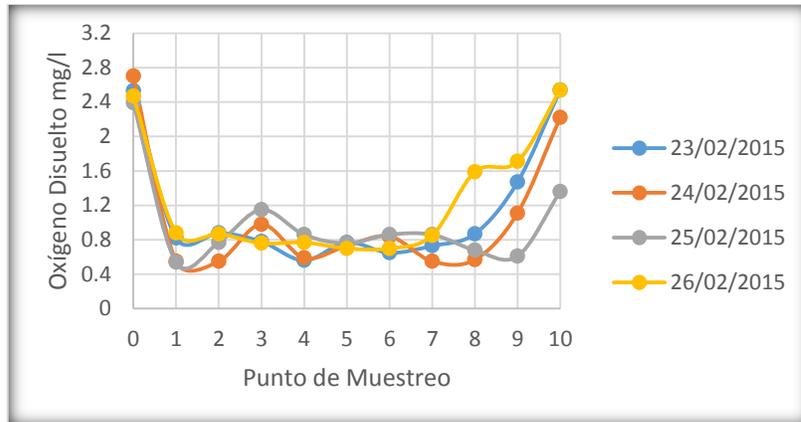


Figura 5.1.11 Oxígeno disuelto de segunda corrida experimental

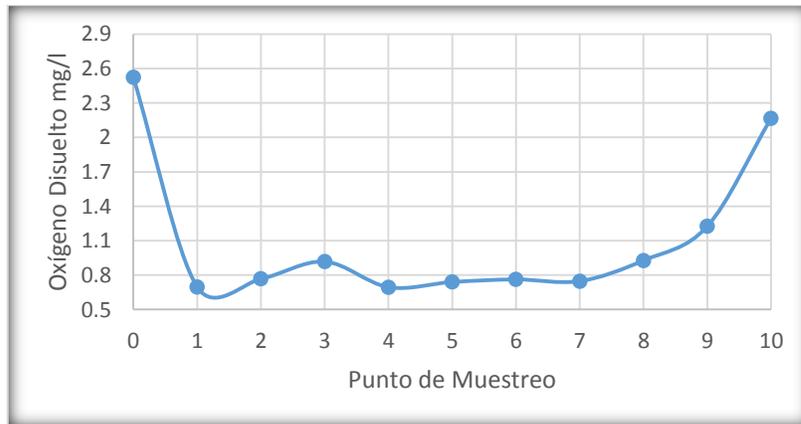


Figura 5.1.12 Oxígeno disuelto promedio de segunda corrida experimental

El valor del promedio quedó dado en $1.11 \frac{mg}{l}$, mientras que la desviación estándar de acuerdo a este dato fue de $0.61 \frac{mg}{l}$, presentándose así un valor adecuado para este parámetro y cumpliendo con el rango de concentración citado anteriormente.

Como se mencionó en el establecimiento de parámetros para cada corrida experimental, el oxígeno disuelto en este tercer caso, fue mayor de $2 \frac{mg}{l}$, por lo que esto se ve reflejado en la gráfica provista (figura 5.1.13) y en la que muestra el comportamiento de cada punto promediado (figura 5.1.14).

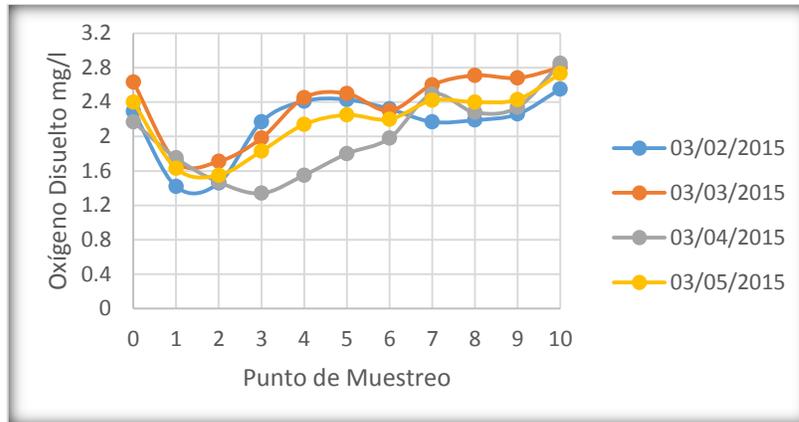


Figura 5.1.13 Oxígeno disuelto de tercera corrida experimental

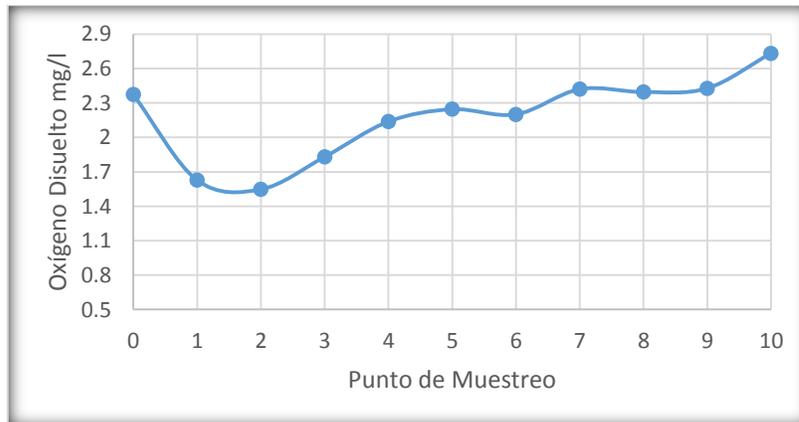


Figura 5.1.14 Oxígeno disuelto promedio de tercera corrida experimental

Se observa que en esta prueba la tendencia del oxígeno disuelto a través de su paso por el reactor, es la de incrementar su concentración gradualmente a partir de los primeros puntos y hasta el efluente, en este caso la desviación estándar se estableció en $0.35 \frac{mg}{l}$ con respecto a la media de $2.18 \frac{mg}{l}$, para esta corrida experimental la concentración de oxígeno disuelto con la que se alimentó al reactor incrementó a valores cercanos al límite mencionado en la bibliografía, lo anterior tuvo un comportamiento poco adecuado para este parámetro, ya que como se aprecia, varios puntos alcanzaron un nivel superior al rango citado de $2 \frac{mg}{l}$, por lo que el proceso de nitrificación parcial podría verse comprometido.

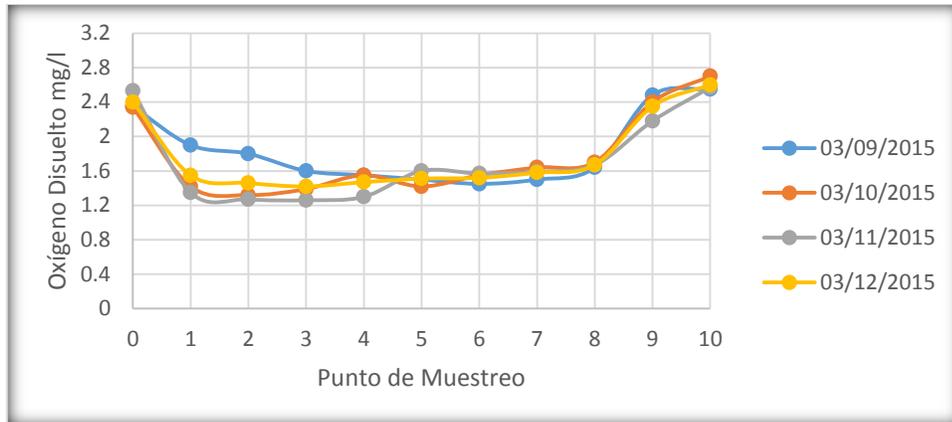


Figura 5.1.15 Oxígeno disuelto de cuarta corrida experimental

El comportamiento de este parámetro como se aprecia, es disminuir su concentración desde el influente hasta los primeros puntos del reactor, estabilizando su comportamiento hasta el punto ocho, que es cuando incrementa los valores a través del filtro hasta el efluente.

Como se mencionó, el manejo de datos en la figura 5.1.16 mejora la interpretación de estos últimos y se obtienen los valores del promedio de los datos en esta corrida, el cual queda establecido en $1.78 \frac{mg}{l}$ y con un manejo de una desviación estándar de $0.42 \frac{mg}{l}$, de acuerdo a las dos primeras corridas este valor se estableció de nueva cuenta por debajo de los $2 \frac{mg}{l}$ ya que es por debajo de ese valor que la nitrificación parcial presenta condiciones más altas para desarrollarse y la inhibición de bacterias oxidantes de nitritos se incrementa debido a su baja afinidad al oxígeno disuelto.

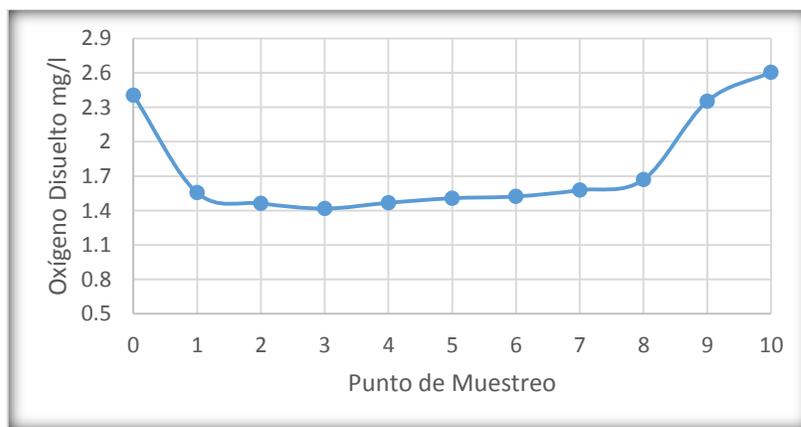


Figura 5.1.16 Oxígeno disuelto promedio de cuarta corrida experimental

El parámetro que hace falta por analizar es el pH y como se muestra en la figura 5.1.17 su comportamiento en la primera corrida, presenta una caída a partir del influente y hasta el punto dos, donde comienza a estabilizarse con un ligero incremento al efluente del filtro. Se muestra a continuación la gráfica promedio para este parámetro, figura 5.1.18.

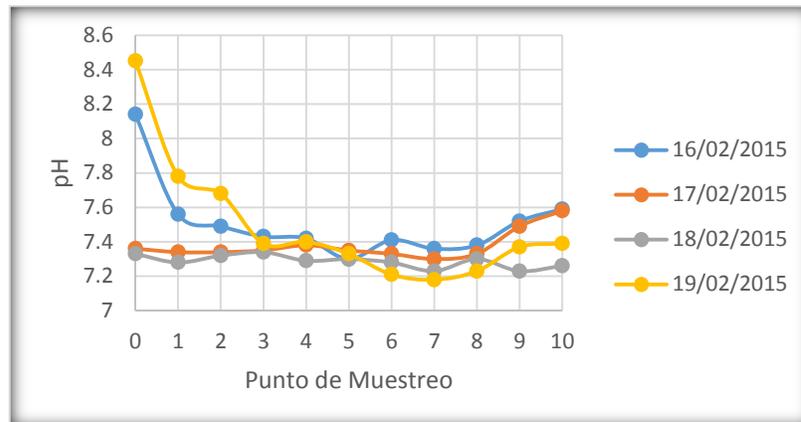


Figura 5.1.17 pH de primera corrida experimental

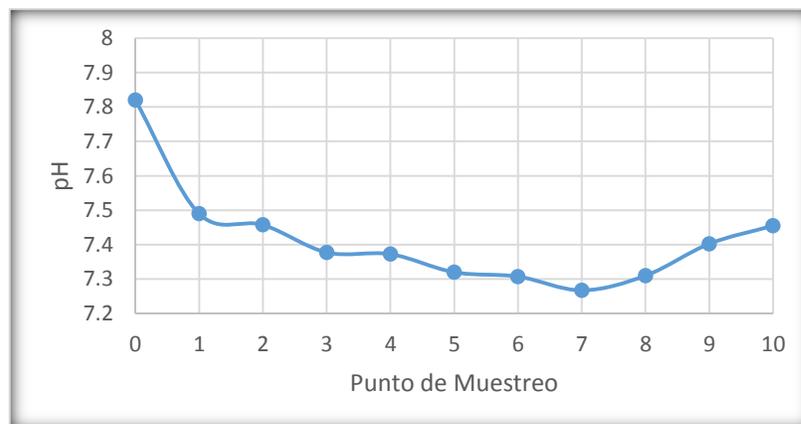


Figura 5.1.18 pH promedio de primera corrida experimental

La desviación estándar que se obtuvo para este parámetro fue 0.14, para un valor promedio de pH de 7.42, la tendencia que se muestra en la figura 5.1.17 se conserva con una caída en el influente, estabilizándose durante los puntos medios y por último un incremento en el efluente del filtro, el pH es un factor que inhibe el crecimiento de bacterias oxidantes de nitritos.

Sin embargo cabe la posibilidad de una buena aclimatación al medio por parte de estos microorganismos, el intervalo favorable para una nitrificación parcial va de 7 a 8 según Villaverde y García (1997) mejorando el proceso entre más alcalino sea el medio, por lo que para esta primera corrida experimental los valores se localizaron en el rango aceptable para este parámetro.

El valor de pH para esta corrida experimental tuvo un comportamiento muy particular, ya que en el primer día de mediciones los valores de este parámetro estaban muy elevados por sobre los demás días de análisis, figura 5.1.20. Sin embargo, conforme el tiempo avanzó se logró estabilizar el comportamiento y observar una tendencia en los datos obtenidos.

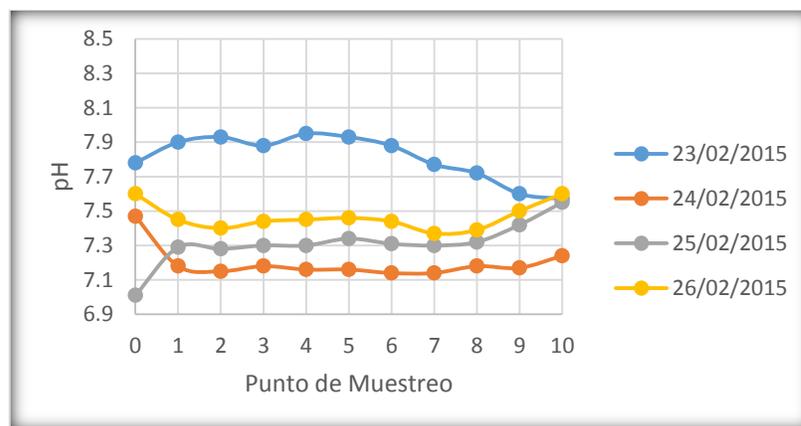


Figura 5.1.19 pH de segunda corrida experimental

La figura 5.1.20 muestra de manera más clara la tendencia que se logró durante esta corrida experimental, para este parámetro los valores del promedio quedaron del orden de 7.45 y de una desviación estándar de 0.03 respecto a la media, como se observa los datos fueron resultados deseables de acuerdo a la referencia bibliográfica citada anteriormente ubicándose dentro del intervalo favorable para esta variable.

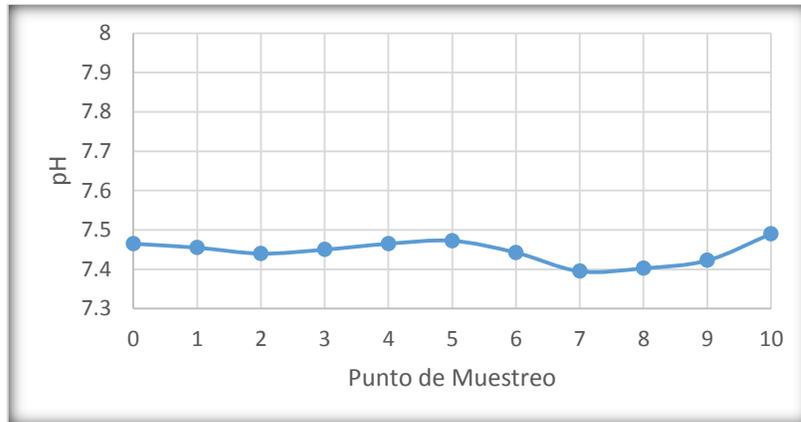


Figura 5.1.20 pH promedio de segunda corrida experimental

Se observa al igual que en las corridas anteriores, que a partir del influente la medida del pH disminuye hasta el punto dos en la mayoría de las veces y se estabiliza para tener una mayor cantidad al efluente del reactor. En la figura 5.1.21 se aprecia de manera más clara la tendencia de este parámetro en el reactor.

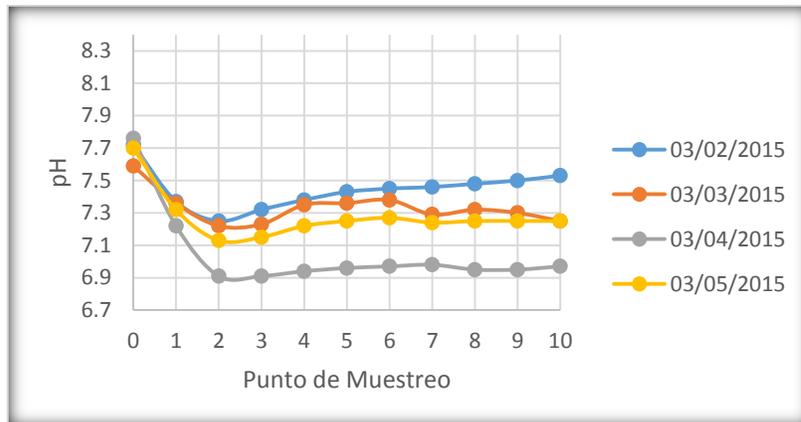


Figura 5.1.21 pH de tercera corrida experimental

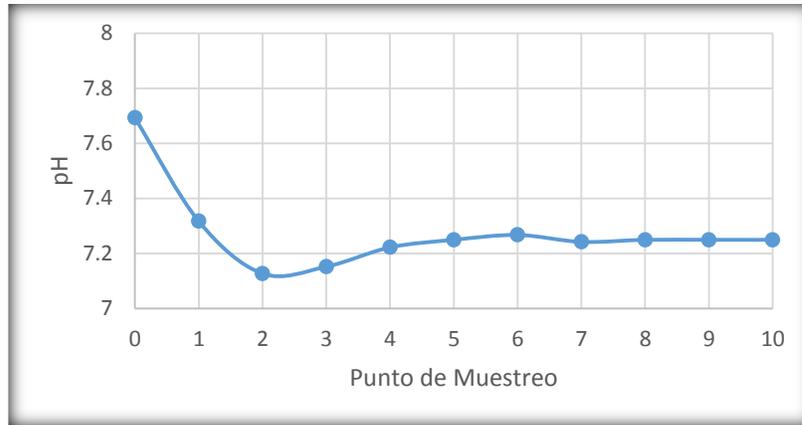


Figura 5.1.22 pH promedio de tercera corrida experimental

En esta última ocasión, los valores de pH presentaron valores diferentes con respecto a las anteriores corridas, ya que su comportamiento fue decreciente a través del paso en el reactor, comenzando por el influente, los puntos de muestreo hasta el punto nueve y por último un ligero incremento en el efluente del filtro, esto se debe a las reacciones químicas que suceden dentro del medio, cuya tendencia es la de consumir la alcalinidad del agua, figura 5.1.23; de igual forma se presenta la gráfica con los valores promedio, para una cómoda visualización y mejor interpretación de los datos, figura 5.1.24.

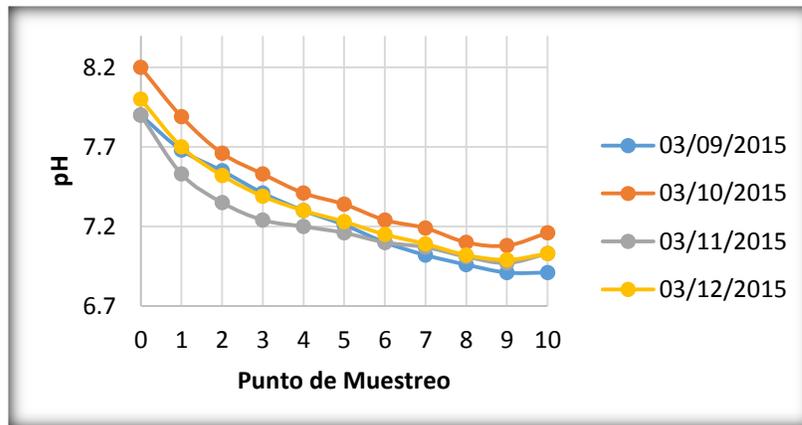


Figura 5.1.23 pH de cuarta corrida experimental

La tendencia se verifica muy fácilmente en la gráfica 5.1.24 y de ahí los valores que se generan para el promedio y desviación estándar son fáciles de determinar y quedan establecidas como 7.31 para el primero y 0.3 para la segunda, los valores obtenidos son adecuados para el proceso, pues se ubican dentro del intervalo de análisis para desarrollar un proceso con inhibición de bacterias oxidantes de nitritos.



Figura 5.1.24 pH promedio de cuarta corrida experimental

Con los perfiles mostrados en las páginas anteriores, es posible describir la operación del reactor durante el proceso de filtración y brindar una idea de su comportamiento a través de la experimentación realizada.

5.2 Nitrógeno y DBO en influente y efluente del filtro

Para este apartado se presentarán los diferentes parámetros que se examinaron como indicadores del proceso biológico para cada una de las corridas experimentales, ya que son estas las que proporcionaron información del comportamiento biológico en cada prueba. Las principales características para determinar si se logró una inhibición de bacterias oxidantes de nitritos, fueron el nitrógeno amoniacal, los nitritos y los nitratos que ingresaron al sistema a través del influente, así como el desarrollo de estos últimos dos por medio de bacterias a través del recorrido por el reactor, lo cual indicaría la presencia de microorganismos transformadores de compuestos de nitrógeno. Se consideró de igual forma medir DBO en influente y efluente para determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica.

De acuerdo a la ecuación presentada anteriormente y a los resultados obtenidos de cada corrida experimental, fue posible determinar la concentración de nitrógeno amoniacal al influente y efluente del reactor, estableciéndose los resultados como se muestran en la tabla 5.2.1.

Tabla 5.2.1 Nitrógeno amoniacal en reactor

	Primera Corrida	Segunda Corrida	Tercera Corrida	Cuarta Corrida
Influente(mg/l)	2.73	13.65	21.02	21.47
Efluente (mg/l)	3.82	10.37	2.18	7.64

Se aprecia que la concentración de nitrógeno amoniacal varía significativamente a partir de la segunda corrida, pues fue en esta donde se incrementó el sulfato de amonio (el cual aporta mayor cantidad de nitrógeno al reactor) en la composición del agua residual en el influente y que se mantiene con valores muy parecidos en las últimas dos debido a que no hubo variación en la concentración de sulfato de amonio para estas. Además, se observa cómo existe una mejor eficiencia en la transformación o remoción de nitrógeno amoniacal a lo que pueden ser nitritos y nitratos, los cuales se examinarán a detalle más adelante.

Otro de los parámetros en la realización de este experimento fue la DBO o demanda bioquímica de oxígeno, la cual respalda las características del agua residual sintética en el influente y brinda una estimación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en el efluente, de acuerdo a los valores obtenidos en la prueba, los resultados de esta variable quedaron como se aprecia en la tabla 5.2.2.

Tabla 5.2.2 DBO en reactor

	Primera Corrida	Segunda Corrida	Tercera Corrida	Cuarta Corrida
Influente(mg/l)	20	120	20	20
Efluente (mg/l)	15	35	15	15

Se observa como los valores de la DBO en el influente corresponden con los parámetros establecidos en el agua residual sintética. Por otro lado debido a los resultados presentados en el efluente, es posible determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica en el filtro (25% a 30%), la cual brinda valores adecuados para el tratamiento que se está proporcionando.

El manejo de la información que se presentó anteriormente, proporciona las características biológicas de funcionamiento del reactor durante las pruebas realizadas, siendo los resultados obtenidos de gran importancia para justificar y respaldar el desarrollo de la experimentación.

5.3 Oxidación de amonio a nitritos

El objetivo de la experimentación se orientó a la capacidad del reactor para desarrollar microorganismos capaces de oxidar el amonio en nitritos e inhibir el crecimiento de aquellos capaces de oxidar estos últimos a nitratos. A continuación se muestran los perfiles de comportamiento de nitritos en el filtro, con lo que se podrá cimentar el análisis de los resultados obtenidos.

Se observa en la figura 5.3.1 la tendencia del comportamiento de los nitritos durante la corrida experimental, se presenta un incremento que va del influente al primer punto, a partir del cual decrece la concentración hasta el cuarto punto, para de nuevo incrementar su valor hasta el efluente, se observa de mejor manera en el promedio que se obtuvo de la corrida en la figura 5.3.2.

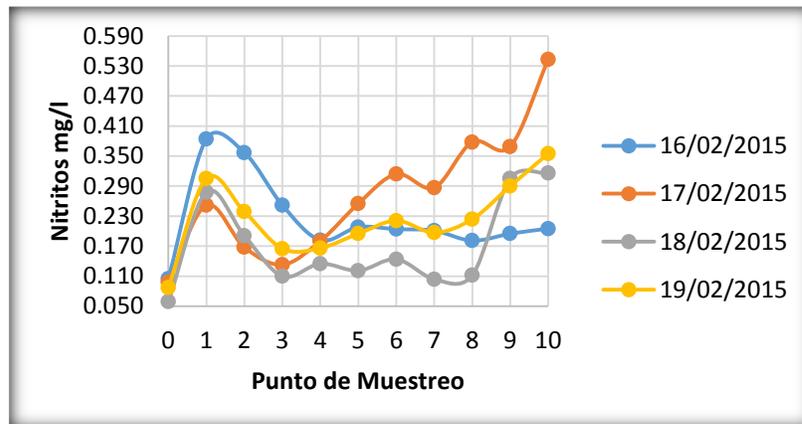


Figura 5.3.1 Nitritos en primera corrida experimental



Figura 5.3.2 Nitritos promedio en primera corrida experimental

La concentración de nitritos a través del reactor, en general fue baja, debido principalmente a la cantidad de nitrógeno amoniacal que entraba por el influente, ya que durante la primer corrida, la concentración de este último fue baja, por lo tanto las AOB contaban con poca cantidad de nitrógeno amoniacal para transformar en nitritos, el valor promedio de nitritos que se presentó durante esta corrida experimental fue de $0.22 \frac{mg}{l}$, mientras que la desviación estándar fue del orden de los $0.07 \frac{mg}{l}$, con respecto a la media.

La concentración de nitritos en el caso de la corrida experimental número dos, disminuyó con respecto a la primera; sin embargo se observan algunos puntos en los que se incrementó dicho valor, la caída en los datos se puede atribuir al aumento de la carga orgánica que se estableció para esta prueba, figura 5.3.3.

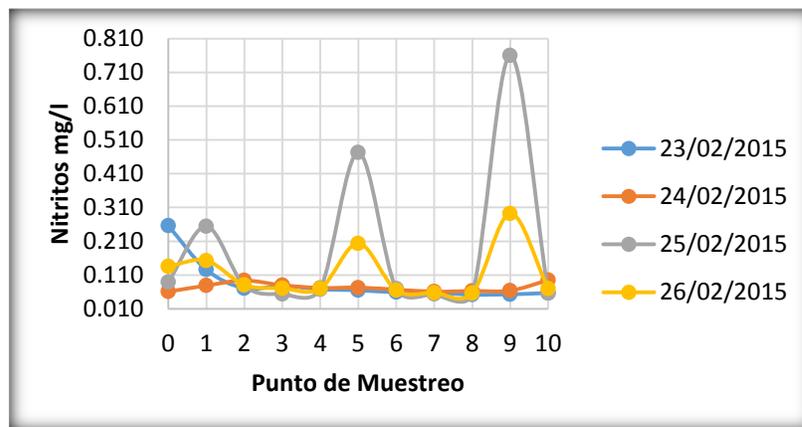


Figura 5.3.3 Nitritos en segunda corrida experimental

La figura 5.3.4 muestra el comportamiento promedio de los nitritos durante esta prueba, para la cual el valor promedio se fijó en $0.11 \frac{mg}{l}$ y la desviación estándar en $0.07 \frac{mg}{l}$ con respecto a la media. Lo que respalda una baja en la concentración de nitritos con respecto a la corrida anterior.



Figura 5.3.4 Nitritos promedio en segunda corrida experimental

La tercera corrida experimental muestra un notable incremento en la concentración de nitritos a través del reactor, incrementando su valor desde el influente hasta estabilizarse en el segundo punto y así hasta el efluente, esto debido al aumento de sulfato de amonio en el agua residual sintética, que era la fuente de nitrógeno amoniacal contenida en el agua, por lo que al aumentar este factor, la cantidad de amonio nitrificado aumenta, pues las AOB tienen más amonio para oxidar en nitritos, figura 5.3.5.

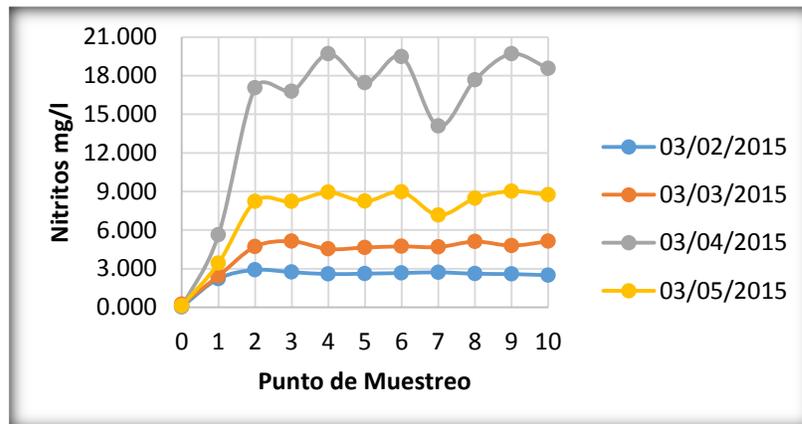


Figura 5.3.5 Nitritos en tercera corrida experimental

En la figura 5.3.6 se muestra el perfil de comportamiento promedio durante la tercera corrida experimental, se proporciona un promedio de $7.2 \frac{mg}{l}$ para la concentración de nitritos a largo del reactor y una desviación estándar de $2.7 \frac{mg}{l}$ con respecto a la media.

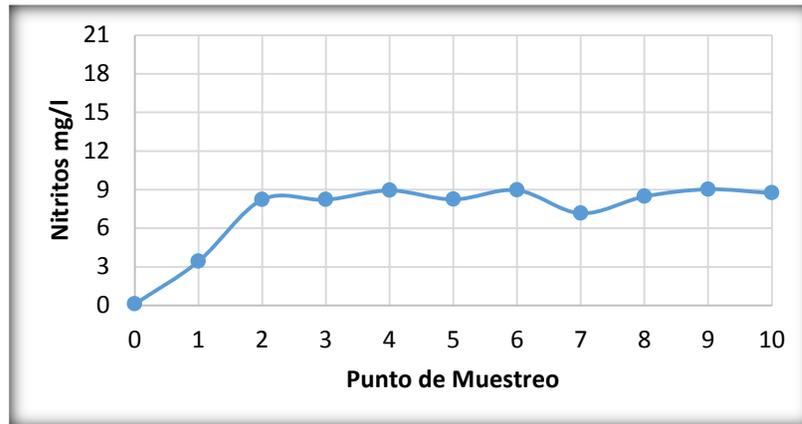


Figura 5.3.6 Nitritos promedio en tercera corrida experimental

En la figura 5.3.7 se observa que para el caso de la cuarta corrida experimental, la tendencia en la concentración de nitritos a través del reactor es como en el caso anterior alta e incrementa gradualmente desde el influente hasta el efluente, proyectando que la disminución de oxígeno disuelto ejerce un efecto inversamente proporcional, mientras que la concentración de nitrógeno amoniacal, un efecto proporcional para de las cantidades de este experimento, en el desarrollo de bacterias oxidantes de amonio (AOB).

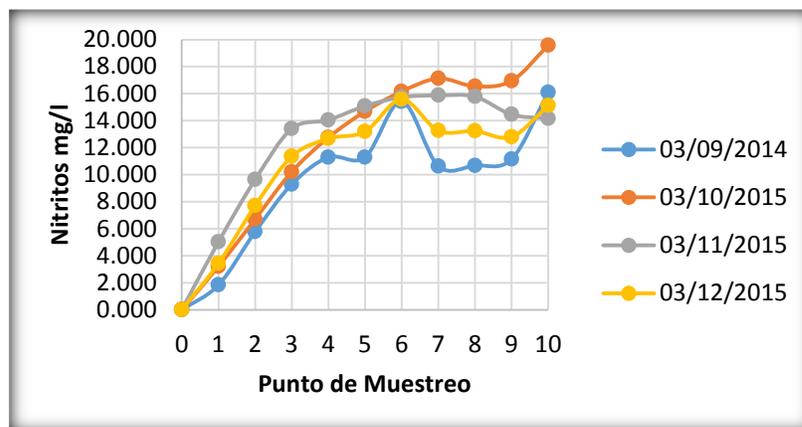


Figura 5.3.7 Nitritos en cuarta corrida experimental

La tendencia en el incremento de nitritos puede ser mejor visualizada en la figura 5.3.8, además como hasta este punto, se presentan los datos del promedio y desviación estándar para la concentración de nitritos en el reactor, quedando del orden de $11.1 \frac{mg}{l}$ y $5.0 \frac{mg}{l}$, respectivamente.

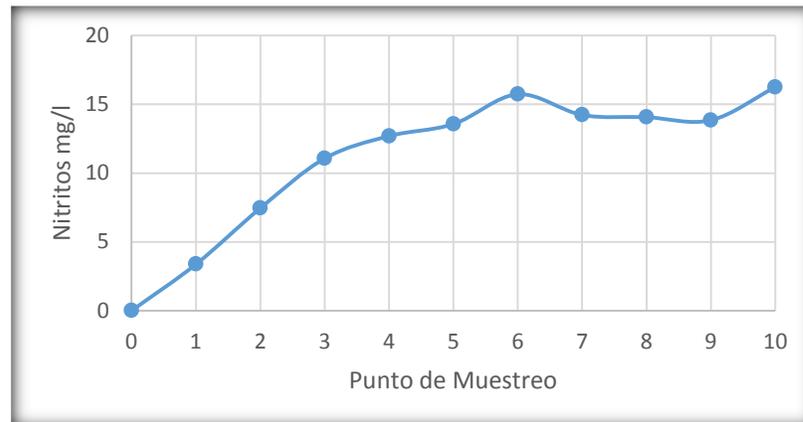


Figura 5.3.8 Nitritos promedio en cuarta corrida experimental

5.4 Oxidación de nitritos a nitratos

La presencia de nitratos durante el desarrollo del experimento, estuvo presente en todo momento, es importante mencionar que se determinó para cada una de las corridas experimentales concentración de los mismos al influente del reactor.

En la figura 5.4.1 se observa que existe una importante concentración de nitratos en el influente del reactor (proveniente del agua potable del laboratorio), luego la tendencia muestra una caída hasta el tercer punto y posteriormente incrementa de manera gradual hasta el efluente del reactor, se puede apreciar cómo se logra inhibir el crecimiento de NOB en los primeros puntos de análisis. Sin embargo su actividad crece conforme el agua residual llega a los últimos puntos de muestreo.

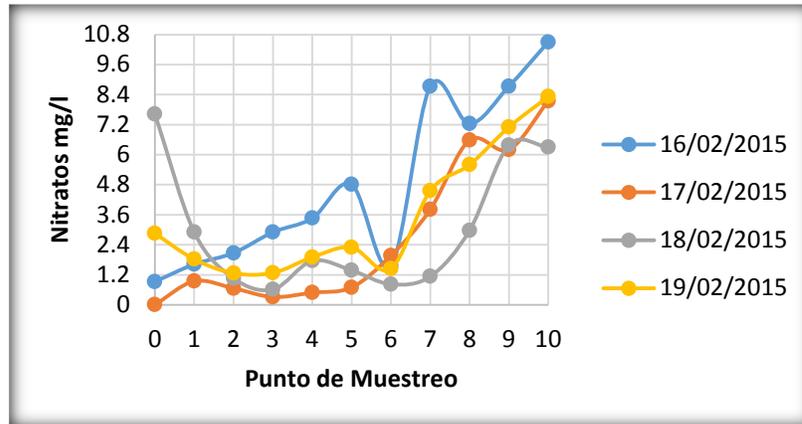


Figura 5.4.1 Nitratos en primera corrida experimental

Las variables de estadística para esta primer corrida experimental de la prueba de nitratos estuvieron dadas por el promedio que se estableció en $3.5 \frac{mg}{l}$ y una desviación estándar de $2.4 \frac{mg}{l}$ con respecto a la media, figura 5.4.2.

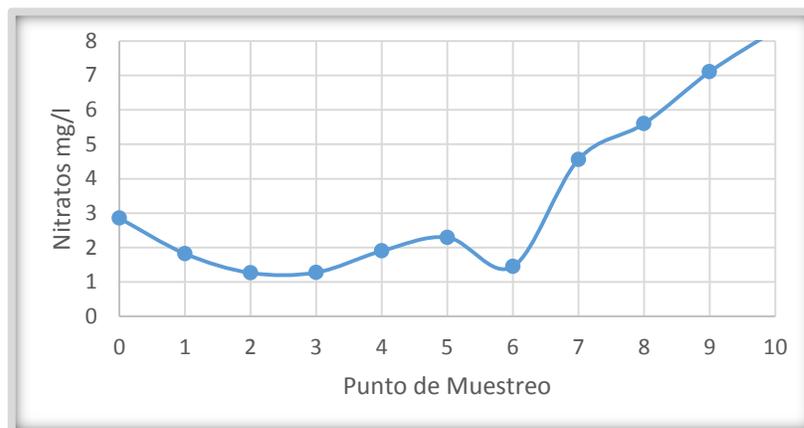


Figura 5.4.2 Nitratos promedio en primera corrida experimental

La segunda corrida experimental muestra como las condiciones que se presentaron para esta prueba, fueron desfavorables tanto para bacterias oxidantes de amonio como para bacterias oxidantes de nitritos, ya que a pesar de que en el influente se presentó una elevada concentración de nitratos por el agua potable, su número cayó drásticamente a partir del primer punto y se mantuvo constante hasta el efluente del filtro, figura 5.4.3.

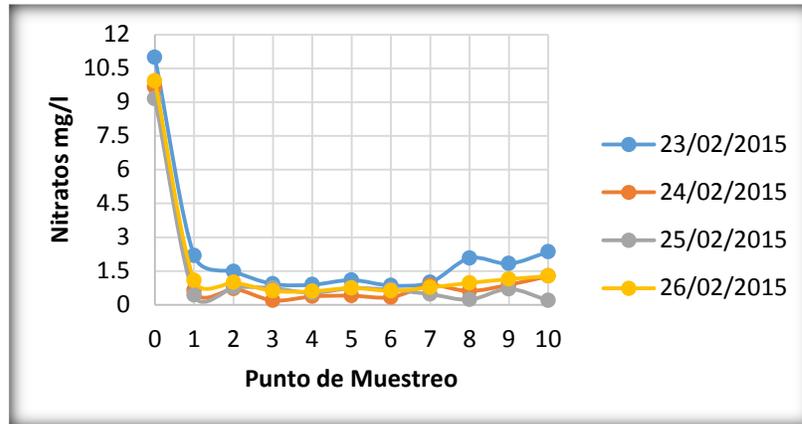


Figura 5.4.3 Nitratos en segunda corrida experimental

La figura 5.4.4 detalla la tendencia de decrecimiento en la concentración de nitratos en el reactor, aunque no se presenta una inhibición total de los mismos; el valor promedio fue de $1.7 \frac{mg}{l}$, mientras que la desviación estándar fue de $2.6 \frac{mg}{l}$.



Figura 5.4.4 Nitratos promedio en segunda corrida experimental

Debido al incremento de sulfato de amonio en el influente, la concentración de nitratos se incrementó aún más a en el primer punto del reactor; sin embargo la concentración ganada de la entrada al segundo punto se mantuvo constante a través del reactor, lo cual indica que las condiciones no eran del todo apropiadas para el desarrollo de bacterias oxidantes de nitritos, figura 5.4.5.

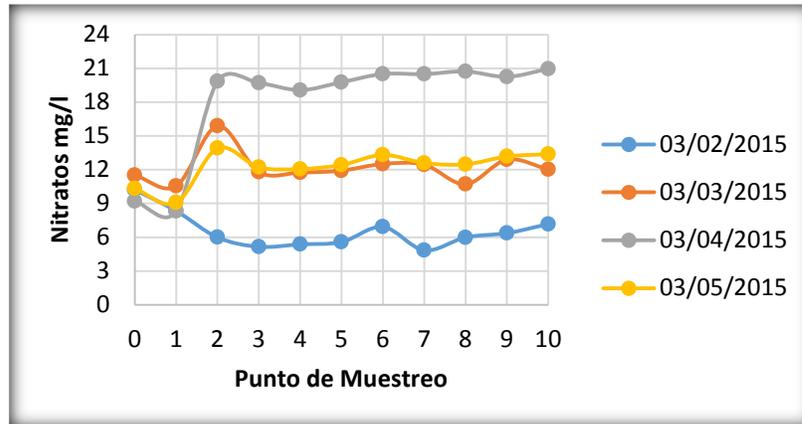


Figura 5.4.5 Nitratos en tercera corrida experimental

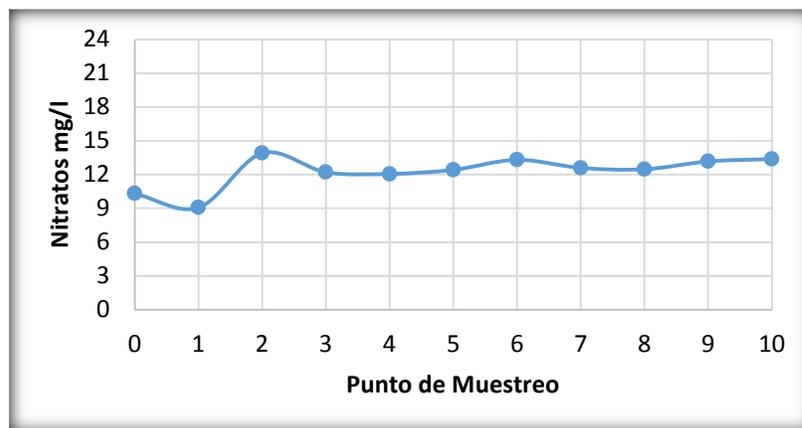


Figura 5.4.6 Nitratos promedio en tercera corrida experimental

La cuarta corrida experimental muestra cómo las condiciones utilizadas durante la duración de esta prueba, mejoran el proceso de nitrificación, pues las condiciones tanto de nitritos como de nitratos se incrementan de manera gradual en el filtro. No obstante, la entrada desde el influente de nitratos, se aprecia en una cantidad importante tal y como sucedió en las corridas anteriores, figura 5.4.7.

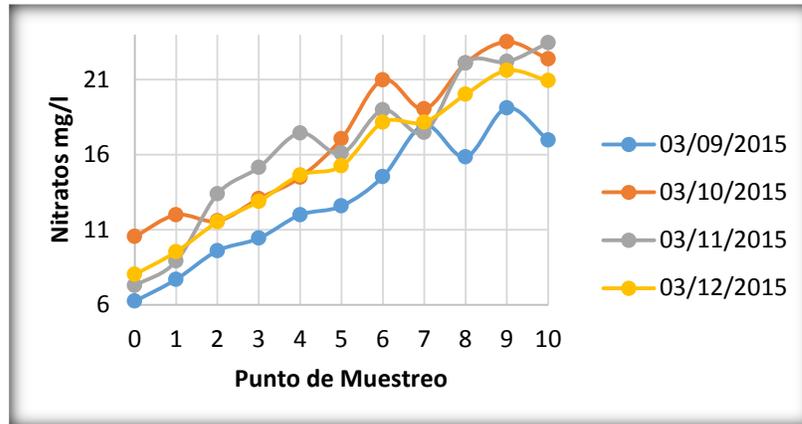


Figura 5.4.7 Nitratos en cuarta corrida experimental

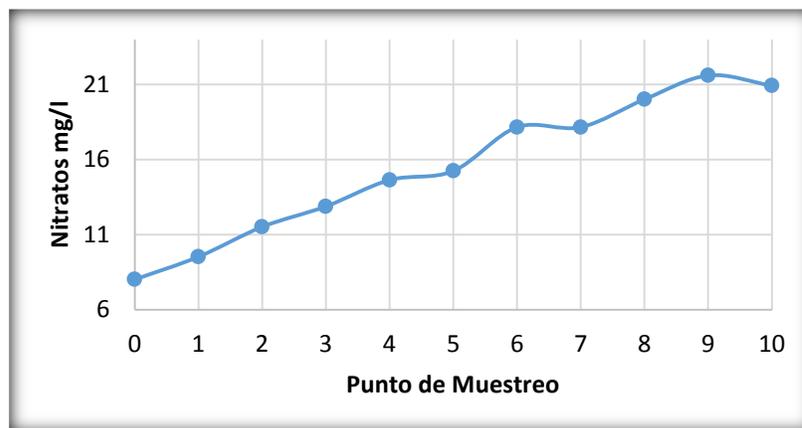


Figura 5.4.8 Nitratos promedio en cuarta corrida experimental

De los resultados anteriores, se puede descartar una nitrificación parcial exitosa para los parámetros establecidos en estos rangos; sin embargo es importante señalar la exitosa presencia de una alta concentración de nitritos en el reactor, con respecto a los nitratos, lo cual indica condiciones favorables para el desarrollo de bacterias oxidantes de amonio e inhibición parcial de bacterias oxidantes de nitritos.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES

Se presentó durante el análisis de resultados los perfiles de los productos (nitritos y nitratos) de AOB como de NOB, respectivamente, lo cual permitió probar el principal planteamiento objeto de este desarrollo experimental, el cual era la inhibición de estas últimas bacterias.

Lo anterior indica que las variables de control seleccionados permiten aumentar la proporción de nitritos en el efluente.

Dados los resultados obtenidos, es posible señalar que las condiciones para que las bacterias oxidantes de amonio se establezcan de manera contundente en el reactor, son en primer lugar el manejo de una baja carga orgánica durante el proceso, lo cual lleva a pensar en el tratamiento de un efluente secundario para cumplir con las características mencionadas.

Una mayor concentración de nitrógeno amoniacal en el agua residual del influente mejora las condiciones para la proliferación de ambos tipos de bacterias, ya que al existir una cantidad elevada de amonio, las AOB consiguen más sustrato para oxidar este último en nitritos. Sin embargo, las condiciones no fueron suficientes para inhibir en mayor medida a las bacterias oxidantes de nitritos.

El oxígeno disuelto fue un parámetro determinante que generó cambios significativos en la obtención de los resultados esperados, se comprobó que una baja concentración de este en el proceso de nitrificación, favorece la producción de nitritos e inhibe la de nitratos.

De lo anterior, se concluye entonces que el tratamiento de aguas residuales mediante un biofiltro aireado, presenta condiciones favorables para el desarrollo de una nitrificación parcial de un efluente secundario rico en nitrógeno, siempre y cuando se tenga un adecuado control de parámetros como el oxígeno disuelto en muy bajas concentraciones, además de una temperatura y pH constantes y elevados.

BIBLIOGRAFÍA

- ☞ Abeling, U. and Seyfried, C.F., *Anaerobic-Aerobic Treatment of high strength ammonium wastewater-nitrogen removal via nitrite*. Water Science and Technology Vol 26 No 5-6 pp 1007-1015. IWA publishing 1992.
- ☞ Arboleda J. (2000) *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Asociación colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental ACODAL. Tercera edición. Tomo II. Editorial McGraw Hill. Bogota, Colombia.
- ☞ Barnes, D y Bliss, P. (1983) *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. University Press, Cambridge, Great Britain. Capítulo 4.
- ☞ CEPIS, 1978. *Filtración lenta en arena para abastecimiento público de agua en países en desarrollo*. Control Internacional de Referencia para Abastecimiento Público de Agua de la OMS. Manual de Diseño y Construcción, la Haya, Países Bajos, pp 22.
- ☞ Characklis, W. y Marshall, K. (1990). *Biofilms*, Wiley, USA, pp 4-14, 195-198, 671-673, 709-722.
- ☞ Fernandez-Polanco F., Real, F. y Garcia, P. (1994) *Behaviour of an anaerobic/aerobic pilot scale fluidized bed for the simultaneous removal of carbon and Nitrogen*. *Wat. Sci. Tech.*, 29 (10-11), pp339-346.
- ☞ Fitzpatrick C.B.S. (1998) *Media properties and their effects on filter performance and backwashing*. *Wat. Sci. Tech.* 38 (6) 105-111.
- ☞ Gonzalez R.F., Le Grand L., Rogalla F. (1994) *Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with Nitrogen removal*. 17th IAWQ Biennial International Conference. Budapest, Hungría, pp 257-265.
- ☞ Gonzales, S. y Elías, J.G. (1989) *Diseño de biodiscos*. Series del Instituto de Ingeniería. No. 520. UNAM, México.
- ☞ González, O., Valdivia C., González S. (1998) *Mejoramiento del sistema de filtración combinada para el tratamiento de aguas residuales*. Informe de proyecto No. 7390 del Instituto de Ingeniería, elaborado para el Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM.
- ☞ Iwai S., Kitao T. (1994) *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic Publishing Company, Inc., USA, pp 1-33, 89-92, 155-157.
- ☞ Jae Ho, Sang, K., Hyun, S.K. (1997) *Treatment of landfill leachates: ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's treatment*

- followed by activated sludge*. Water Science and Technology. Vol 36 No 12 pp 341-348. IWA Publishing 1997.
- ☞ Jang, A., Yoon, Y., Kim, I., Kim, K., Bishop, P. (2003) *Characterization and evaluation of anaerobic granules in sequencing batch reactor*. Journal of biotechnology. 105, 71-82.
 - ☞ Khin T. and Annachhatre A.P. (2004) *Nitrogen removal in a fluidized bioreactor by using mixed culture under oxygen-limited conditions*. Water Science and Technology. 50(6):313-320.
 - ☞ Kim, I., Kim, S.M., Jang, A. (2007) *Characterization of anaerobic granules by microbial at different COD loading rates*. Bioresource Technology. Article in press. Doi:1.1016/j.biortech.2006.11.058.
 - ☞ Lazarova, V. y Manem, J. (1994) *Advances in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control*. Wat. Sci. Tech., 29 (10/11), pp 319-327.
 - ☞ Li, Y., Liu, Y., Shen, L., Chen, F. (2008) *DO diffusion profile in anaerobic granule and its microbial implications*. Enzyme and microbial technology. Article in press. Doi: 10.1016/j.enzmictec.2008.04.005.
 - ☞ Metcalf & Eddy Ed. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment disposal reuse*. Second edition. Mc Graw-Hill. USA.
 - ☞ Mishima, K., Takahiko, N., Mosahide, G. y Noboru K. (1996) *Characteristics of nitrification and denitrification of the media anaerobic-anoxic-oxic process*. Water Quality International 1996. 18th IAWQ Biennial International Conference and Exhibition. Singapore 118-124.
 - ☞ Montgomery, J. (1985) *Water treatment principles and design*. John Wiley & Sons, USA. Capitulo 8.
 - ☞ Moreau M., Liu Y., Capdeville B., Audici J., Calvez L. (1994) *Kinetic behaviour of heterotrophic and autotrophic biofilms in Wastewater treatment process*. Wat. Sci. Tech. 29 (10-11) 385-391.
 - ☞ Orhon, D., Sözen, S. y Ubay, E. (1996) *Assessment of nitrification-denitrification potential of Istanbul Domestic wastewaters*. 17th IAWQ Biennial International Conference. Budapest, pp 21-30.
 - ☞ Picioreanu, C., Von Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., *Modelling the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor*. Water Science and Technology. Vol 36 No 1 pp 147-156. IWA Publishing 1997.
 - ☞ Rogalla F., Badard M., Hansen F., Dansholm P. (1992) *Upscaling a compact nitrogen removal process*. Wat. Sci. Tech., 26 (5-6) 1067-1076.

- ☞ Ruiz, G., Jeison, D., Rubiler, O., Ciudad, G., Chemy, R., (2003) Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. *Bioresource technology* doi: 10.1016/j.biortech.2005.02.018.
- ☞ Sanks, R. L. 1978. *Water treatment plant design*. Butterworth-Heinemann. USA, 268279.
- ☞ Turk, O. & Mavinic, D.S. (1989) *Maintaining nitrite build up in a system acclimated to free ammonia*. *Water Res* 23/11, 1383-1388.
- ☞ USEPA (1993) *Manual nitrogen control*, EPA/625/R-93/010, Office of research and development, US. Environmental Protection Agency Washington. DC.
- ☞ Villaverde S., García P.A. (1997) *Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters*. *Wat. Res.* 31(5), pp 1180-1186.
- ☞ Weber, W. (1979) *Control de la calidad del agua*. Procesos fisicoquímicos. John Wiley & Sons. Barcelona, España, pp 170-172.
- ☞ WEF (1992) *Design of municipal Wastewater treatment plants*. Manual of practice No. 8. Water Environment Federation and the American Society of Civil Engineers. USA, pp 1016-1019, 1026-1035.
- ☞ Wiesmann, V. (1994) *Biological Nitrogen removal from wastewater*. *ADV Biochem Biotechnol* 51, 114-154.
- ☞ Winkler, M. (1994) *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa. México, pp183.

ANEXOS

A1. Caracterización del material filtrante

En el siguiente anexo se presenta a detalle el proceso de caracterización del material del lecho filtrante, los pasos que se realizaron para su determinación fueron:

- 1.- Se tomaron 2 muestras de piedra tezontle de aproximadamente 400 ml cada una, las cuales se lavaron a fondo, con la intención de quitar impurezas y polvillo acumulado, se debe garantizar el volumen aproximado realizando una ligera compactación del medio.
- 2.- Las muestras lavadas previamente fueron depositadas en la estufa por un periodo de 24 horas, asegurándose de esta manera eliminar cualquier cantidad de agua o humedad en las muestras.
- 3.- Una vez retiradas de la estufa, se llenaron dos probetas de nueva cuenta hasta el valor de 400 ml y se repitió el proceso de compactación, asegurándose que se cumpliera el volumen en ambas muestras adicionando el material necesario, y se asignó este valor como “volumen seco”
- 4.- En una probeta adicional se midió un volumen de 500 ml de agua, mismos que se vertieron en las probetas con las muestras de tezontle, a este valor se le designo como “volumen añadido”
- 5.- Durante un periodo de tres horas aproximadamente se proporcionaron ligeros golpecillos a la probeta provocando la salida de aire atrapado entre las partículas de tezontle, eliminando la mayor cantidad posible de burbujas hasta estabilizar el contenido, se realizó la medición y se le asigno como “volumen total”
- 6.- Se vació el agua que excedía el valor de los 400 ml, y una vez llegado a ese nivel por decantación se vertió el agua restante en otra probeta de vidrio. El volumen obtenido de este nuevo volumen se designó como “volumen de vacíos”
- 7.- Habiendo eliminado la totalidad del agua que contenía la probeta con las muestras de tezontle, estas últimas aun húmedas se pesaron, para registrar el “peso saturado”
- 8.- Posteriormente se tomaron las muestras de nueva cuenta y se ingresaron a la estufa por un periodo de 24 horas, en el cual la humedad absorbida sería eliminada en el transcurso del tiempo designado.

9.- Una vez transcurrido el tiempo de secado de las muestras, se pesó el contenido de cada una y se designó este valor como “peso seco”

10.- Una vez tomada la lectura del peso seco, se procedió a contar el número total de partículas de tezontle asignadas a cada muestra y se presentaron los valores obtenidos a través de la tabla A1-1.

Tabla A1.1 Caracterización del medio filtrante del reactor

	Muestra 1	Muestra 2	Promedio
Volumen seco (ml)	400	400	400
Volumen añadido (ml)	500	500	500
Volumen total (ml)	670	670	670
Volumen de vacíos (ml)	172	158	165
Peso saturado (g)	371.1	385.5	378.3
Peso seco (g)	297.8	309.4	303.6
Numero de piedras	4787	4953	4870

11.- Una vez obtenidos los valores representativos del medio filtrante, se tomó una muestra representativa de tezontle de veinte piedras de cada muestra inicial, para tomar las dimensiones que tenían y poder determinar las cantidades contenidas en el reactor, así como el área específica del filtro entre otras variables.

A1.2 Determinación de las propiedades físicas del material de soporte

- **Densidad del material saturado**

La densidad del material saturado se obtiene mediante la siguiente ecuación a partir del promedio de las muestras realizadas:

$$\rho_{sat} = \frac{m_{sat}}{(V_s - V_v)} \quad (A.1)$$

En donde ρ_{sat} es la densidad del material saturado en (g/ml) , m_{sat} es el peso saturado en (g) , V_s es el volumen seco en (ml) y V_v es el volumen de vacíos en (ml) . De lo anterior se sustituyen los valores obtenidos en la tabla A1.1 para el promedio y se determina que:

$$\rho_{sat} = \frac{378.3g}{(400ml - 165ml)} = 1.61 \frac{g}{ml} = 1610.3 \frac{kg}{m^3} \quad (A.2)$$

- **Densidad del material seco**

La densidad del material seco se obtiene a partir de la siguiente ecuación, de igual manera utilizando los valores promedio de las muestras realizadas:

$$\rho_s = \frac{m_s}{(V_s - V_v)} \quad (A.3)$$

En donde ρ_s es la densidad del material seco en (g/ml) , m_s es el peso seco en (g) , V_s es el volumen seco en (ml) y V_v es el volumen de vacíos en (ml) . De igual forma se sustituyen los valores obtenidos en la tabla A1.1 para el promedio y se determina que:

$$\rho_{sat} = \frac{303.6g}{(400ml - 165ml)} = 1.29 \frac{g}{ml} = 1292.3 \frac{kg}{m^3} \quad (A.4)$$

- **Porosidad del medio filtrante**

La determinación de la porosidad del medio queda definida mediante la siguiente ecuación para los valores promedio obtenidos con anterioridad:

$$\eta = \left(\frac{V_v}{V_s} \right) \cdot 100 \quad (\text{A.5})$$

En donde η es la porosidad del medio (porcentaje), V_v es el volumen de vacíos en (ml) y V_s es el volumen seco en (ml). Se obtiene entonces para el promedio que:

$$\eta = \left(\frac{165\text{ml}}{400\text{ml}} \right) \cdot 100 = 41.25\% \quad (\text{A.6})$$

- **Numero de piedras por litro y metro cúbico**

El número de piedras por litro y metro cúbico se obtiene a partir de la siguiente relación:

$$N_l = \left(\frac{N}{V_s} \right) \cdot 1000 \quad (\text{A.7})$$

En donde N_l es el número de piedras por litro en (piedras/l), N es la cantidad de piedras promedio de las muestras en (piedras) y V_s es el volumen seco en (ml). De lo anterior se obtiene entonces que:

$$N_l = \left(\frac{4870 \text{ piedras}}{400 \text{ ml}} \right) \cdot 1000 = 12175 \frac{\text{piedras}}{\text{l}} \quad (\text{A.8})$$

Se puede observar, que si se multiplica la cantidad obtenida en la ecuación anterior por 1000, se encuentra el valor de piedras en un m^3 , (definido por N_{m^3}) por lo que dicha cantidad puede ser expresada como $12175000 \frac{\text{piedras}}{\text{m}^3}$.

- **Área Específica**

Para la obtención de este parámetro, se consideró la forma del tezontle como un elipsoide de revolución, para la cual era necesario tomar dos diámetros por cada piedra, uno correspondiente al diámetro menor y otro al diámetro mayor, de lo anterior se obtuvo la siguiente tabla con los valores promedio de las veinte piedras registradas:

Tabla A1.2.1 Valores promedio de diámetros y radios de piedra

	Diámetro menor b	Diámetro mayor a
Diámetro promedio (cm)	0.547	0.787
Radio Promedio (cm)	0.274	0.393

De los diámetros y radios promedios mostrados en la tabla A1.2.1 se puede determinar el cálculo para la obtención del volumen y del área superficial de una partícula característica del medio filtrante, la cual queda definida para el caso del volumen en primera instancia de la siguiente manera:

$$V_{ER} = \pi ab^2 \quad (\text{A.9})$$

En donde V_{ER} es el volumen del elipsoide de revolución en (cm^3), a es el radio mayor de la figura en (cm) y b es el radio menor de la figura en (cm). De lo anterior se establece:

$$V_{ER} = \pi \cdot 0.393cm \cdot (0.274cm)^2 = 0.093cm^3 \quad (\text{A.10})$$

Mientras que para el cálculo del área superficial de un elipsoide de revolución se obtiene la siguiente formula:

$$AS_{ER} = \frac{2\pi b \left[a^2 \cdot \arctan\left(\frac{\sqrt{a^2-b^2}}{b}\right) + b(\sqrt{a^2-b^2}) \right]}{\sqrt{a^2-b^2}} \quad (\text{A.11})$$

En donde AS_{ER} es el área superficial del elipsoide de revolución en (cm^2), a es el radio mayor de la figura en (cm) y b es el radio menor de la figura en (cm). Sustituyendo los valores conocidos se obtiene el siguiente valor:

$$AS_{ER} = \frac{2\pi(0.274) \left[(0.393)^2 \cdot \arctan\left(\frac{\sqrt{(0.393)^2-(0.274)^2}}{(0.274)}\right) + 0.274(\sqrt{(0.393)^2-(0.274)^2}) \right]}{\sqrt{(0.393)^2-(0.274)^2}} = 1.196cm^2 \quad (\text{A.12})$$

Convirtiendo a m^2 , el valor obtenido de la fórmula anterior se tiene la equivalencia de $0.000119m^2$, se puede entonces establecer el cálculo del área específica de la siguiente manera:

$$A_E = N_{m^3} \cdot A_{S_{ER}} \quad (A.13)$$

En donde $A_{S_{ER}}$ es el área superficial del elipsoide de revolución en (m^2), N_{m^3} es la cantidad de piedras por metro cúbico en ($piedra/m^3$) y A_E es el área específica en (m^2/m^3). De lo anterior se establece entonces que:

$$A_E = \frac{12175000}{m^3} (0.000119m^2) = 1456.16 \frac{m^2}{m^3} \quad (A.14)$$

A2. Técnica de nitrógeno amoniacal

El anexo dos, presenta la metodología que se desarrolló para la prueba de obtención de nitrógeno amoniacal $N - NH_4^+$, según la determinación por destilación que se menciona en el análisis de resultados.

La primera parte a desarrollar para hacer una buena ejecución de esta prueba, es la preparación de reactivos que se utilizarán durante el proceso, los cuales se enuncian a continuación:

- **Solución buffer de boratos 0.025N**

Para la preparación de este reactivo se debe adicionar 88ml de solución 0.1N de $NaOH$ a 500ml de solución 0.025N de borato de sodio, $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ y aforar a un litro. Para la preparación de la solución de borato de sodio, se disuelven 9.5g de tetraborato de sodio en un litro de agua destilada. Para el caso de la solución de hidróxido de sodio 0.1N, se disuelven 4g de este en un litro de agua destilada.

- **Solución de $NaOH$ 6N**

La preparación de este reactivo se lleva a cabo en un matraz aforado de 500ml, en el cual se disolverán 120g de hidróxido de sodio en 200ml de agua destilada, para posteriormente aforar a 500ml de igual forma con agua destilada.

- **Solución indicadora mixta**

En un matraz aforado de un litro se disuelven 20g de H_3BO_3 (ácido bórico) en agua destilada libre de amonio y se le adicionan 10ml de solución indicadora mixta MERCK, para posteriormente aforar a un litro.

- **Solución estándar de ácido sulfúrico 0.02N**

Se diluyen 0.56ml de H_2SO_4 concentrado en un litro de agua destilada y se estandariza con una solución de Na_2CO_3 0.05N y titular a pH 5. Para el caso de la solución de carbonato de sodio 0.05N se debe disolver en un matraz aforado de un litro 2.5g de carbonato de sodio, aforándose a un litro con agua destilada.

Teniendo los reactivos necesarios para el desarrollo de la prueba se procede como se menciona a continuación:

- 1.- Se adicionan 25ml de la solución buffer de boratos a una muestra de 50ml en el caso de agua residual.
- 2.- Se ajusta el pH con la solución de hidróxido de sodio 6N hasta un pH de 9.5
- 3.- Se destila la muestra durante cinco minutos utilizando el equipo destilador BÜCHI
- 4.- Se recoge el destilado en 25ml de solución indicadora de ácido bórico (esta solución presenta una color violeta de manera ordinaria, sin embargo en presencia de nitrógeno cambia su color a un verde brillante)
- 5.- Se titula la solución resultante de la combinación con la solución de ácido sulfúrico 0.02N, hasta que cambie a una tonalidad violeta pálido y se registra el volumen utilizado de la solución.

El cálculo de la concentración de nitrógeno amoniacal está dado por la siguiente formula:

$$N - NH_4^+ = \frac{(A-B) \cdot N \cdot 14}{V} \quad (A.15)$$

En donde $N - NH_4^+$ es la concentración de nitrógeno amoniacal en (mg/l) , A es el volumen de la solución de ácido sulfúrico gastado en titular la muestra en (ml) , B es el volumen de la solución de ácido sulfúrico gastado en titular el blanco en (ml) y V es el volumen de la muestra utilizada en (ml) .



Figura A2.1 Muestra antes y después de titular



Figura A2.2 Muestra antes de destilar



Figura A2.3 Muestra después de destilar

A3. Técnica de Nitrógeno de Nitritos

En este anexo se presenta la metodología desarrollada para la obtención de nitrógeno nitrito $N - NO_2$, mediante espectrofotometría. Conociendo de antemano que los nitritos son una de las cuatro formas básicas en las que el nitrógeno se encuentra presente en aguas residuales, esta prueba tiene como principio que en una solución acida los iones nitrito (NO_2^-) reaccionan con ácido sulfanílico para formar una sal de diazonio, la cual reacciona con el dicloruro $N - 1$ (1-Nafty) etilendiamina y se forma un colorante azo púrpura rojizo el cual es determinado mediante espectrofotometría. Se consideró un intervalo efectivo de $0.02 - 1.00 \text{ mg } N - NO_2/l$.

Cabe mencionar que este método puede presentar interferencias como lo son sólidos suspendidos, tricloruro de nitrógeno (proporciona un color rojo falso cuando se añade el reactivo colorante), iones metálicos Sb_3^+ , Au_3^+ , Bi_3^+ , Fe_3^+ , Pb_2^+ , Hg_2^+ , Ag^+ , metavanadato (VO_3^{-2}), ion cúprico (puede dar resultados bajos por catalizar la descomposición de la sal de diazonio), entre otros.

Los reactivos necesarios para esta prueba, no son otros que el kit de Merck 1.9899.0500 NO_2^- , por lo que no es necesario conocer alguna técnica para elaborar algún compuesto. Sin embargo es necesario realizar una curva de calibración, para la interpretación de resultados.

Para realizar la curva de calibración, es necesario realizar una solución de $NaNO_2$ de $1000 \text{ mg } NO_2^-/l$ en agua destilada para tomar 3.3 ml de la solución preparada y aforarla a 100ml de igual forma con agua destilada obteniendo una concentración de $10 \text{ mg } N - NO_2^-/l$.

Posteriormente se toman los valores de la solución que se indican a continuación en la tabla A3.1 y se aforan a 100ml. Las concentraciones equivalentes de $mgN - NO_2^-/l$ se indican en la tabla.

Tabla A3.1 Concentración de $N - NO_2$

Vol. Solución patrón (ml)	$N - NO_2(mg/L)$
1	0.1
2	0.2
3	0.3
4	0.4
5	0.5
6	0.6
7	0.7
8	0.8
9	0.9
10	1.0

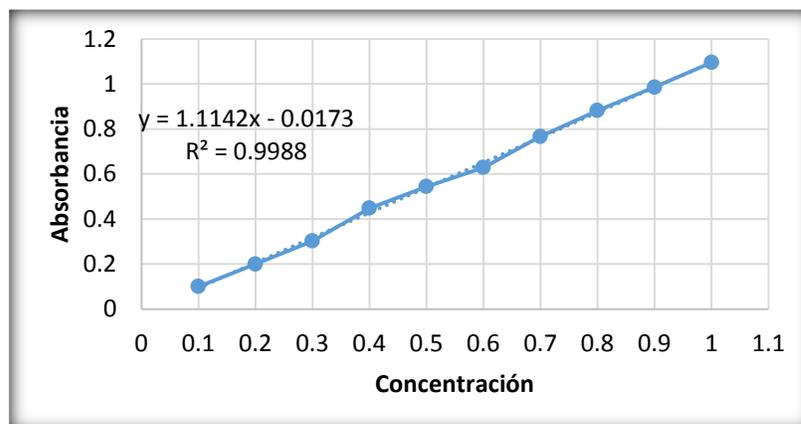
El siguiente paso es preparar un testigo con agua destilada para fijar la absorbancia a cero en 324nm, para medir las absorbancias de cada una de las diluciones. Por último se realiza una gráfica en donde aparece la absorbancia en el eje de las ordenadas y la concentración en el eje de las abscisas. De la gráfica que se menciona anteriormente se realiza una regresión lineal para conocer el coeficiente de correlación y la ecuación de la recta.

Los resultados para la curva de calibración de la prueba de espectrofotometría, fueron los que se muestran en la tabla A3.2 e indican la absorbancia para cada uno de los puntos establecidos.

Tabla A3.2 Absorbancia vs Concentración

Concentración	Absorbancia
0.1	0.101
0.2	0.200
0.3	0.303
0.4	0.448
0.5	0.544
0.6	0.629
0.7	0.767
0.8	0.882
0.9	0.986
1.0	1.095

De la gráfica A3.1 por medio de regresión lineal, se puede identificar que el coeficiente de correlación es de 0.9988, lo cual indica un valor adecuado que se encuentra en rango, para asumir las lecturas que se realicen durante las pruebas como buenas. De igual forma se encuentra la ecuación de la recta que caracteriza el comportamiento del análisis, con lo que se pueden comenzar con las lecturas de cada una de las corridas.



Gráfica A3.1 Absorbancia vs Concentración

El procedimiento a realizar, se indica de la siguiente manera:

- 1.- Se toma una muestra del agua residual que se quiere medir y se filtra utilizando filtros de membrana de $0.45\mu m$, haciendo uso de vacío.
- 2.- De la muestra filtrada, se toman 5 ml y se colocan en un vial, previa identificación del mismo.
- 3.- Se agrega una cucharada del reactivo contenido en el kit y se agita vigorosamente hasta disolverlo, dejándolo reaccionar por diez minutos aproximadamente.
- 4.- Se vacía el contenido del vial en una celda de vidrio para ser medido en el espectrofotómetro a una absorbancia de 543 nm, no sin antes leer el testigo (agua destilada sin reactivo) para ajustar la absorbancia a cero.

Por último, la concentración de nitritos en la muestra analizada se puede realizar mediante la ecuación:

$$N - NO_2 = \frac{\text{Absorbancia} - b}{m} \quad (\text{A.16})$$

En donde $N - NO_2$ es la concentración de nitritos en mg/l, la absorbancia se obtiene de las medidas del espectrofotómetro y tanto b como m están dadas por la ecuación de la recta que se obtuvo a partir de la regresión lineal, cuyos valores corresponden a -0.0173 y 1.1142 respectivamente.

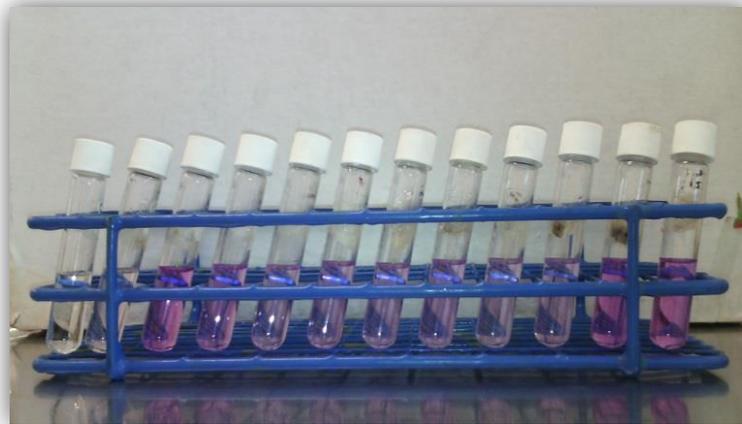


Figura A3.1 Muestra durante primera corrida experimental

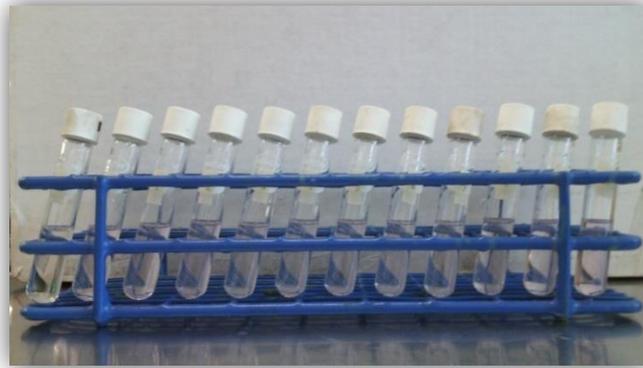


Figura A3.2 Muestra durante segunda corrida experimental

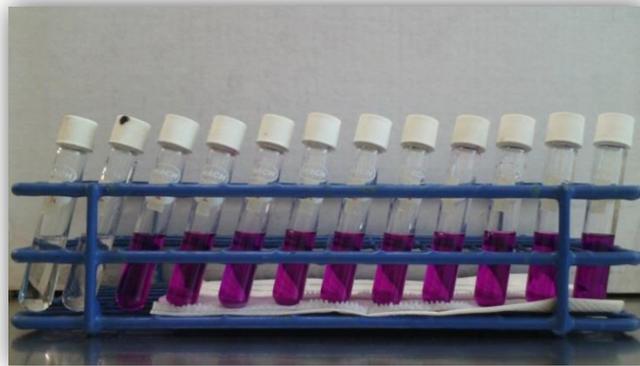


Figura A3.3 Muestra durante tercera corrida experimental

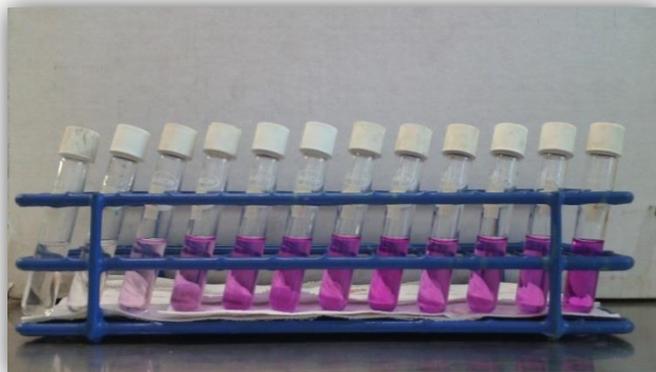


Figura A3.4 Muestra durante cuarta corrida experimental

A4. Técnica de Nitrógeno Nitrato

El anexo cuatro presenta el desarrollo de la metodología para obtener el nitrógeno en su forma de nitrato que fue utilizado durante la experimentación, este se llevó a cabo mediante espectrofotometría, y el principio que respalda a esta técnica se basa en que los iones nitrato (NO_3^-) reaccionan con 2,6-dimetilfenol en presencia de ácidos fosfórico y sulfúrico para dar 4-nitro-2,6-dimetilfenol dentro de un tiempo de reacción de 5 minutos. El intervalo de medición para esta prueba va de 0.5 hasta $25\text{ mgNO}_3^-/l$.

Los reactivos necesarios para el desarrollo de la prueba son los que se mencionan a continuación:

- Reactivo de 2,6 dimetilfenol

La preparación de este reactivo es de fácil elaboración, solo se disuelven 1.2g de 2,6 dimetilfenol en un litro de anhídrido acético ($(CH_3CO)_2O$).

- Mezcla de ácidos

Los ácidos que se requieren son ácido sulfúrico y ácido fosfórico en una relación uno a uno.

De igual forma que se procedió para los nitritos, en esta prueba es necesario elaborar una curva de calibración, la cual se elabora realizando una solución de nitrato de sodio en una relación de 1000mg en un litro de agua destilada, a partir de la cual se tomaran 45.7ml y se aforara a 100ml de igual forma con agua destilada. Después se tomaran los volúmenes de la solución elaborada indicados en la tabla A4.1 y se aforan a 100ml.

Tabla A4.1 Concentración de $N - NO_3$

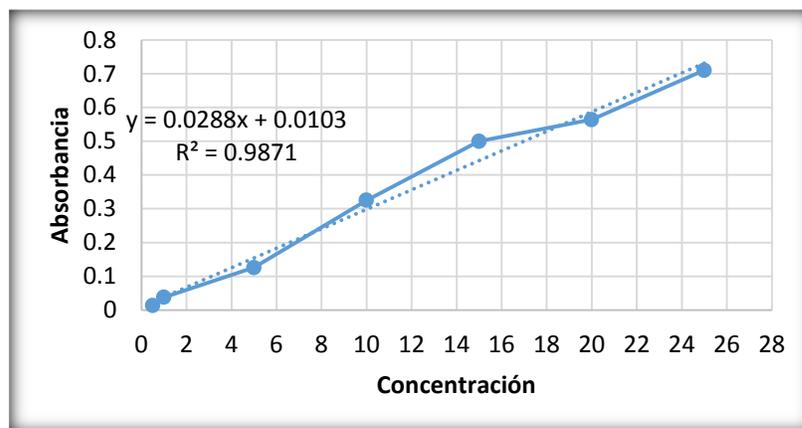
Vol. Solución patrón (ml)	$N - NO_3$ (mg/L)
0.5	0.5
1	1.0
5	5.0
10	10.0
15	15.0
20	20.0
25	25.0

Se prepara un testigo con agua destilada para fijar la absorbancia a cero en 324nm, y se mide cada una de las diluciones realizadas, para poder elaborar una gráfica de absorbancia vs concentración y mediante un análisis de regresión lineal obtener el coeficiente de correlación y la ecuación de la recta correspondiente.

A continuación se muestran los resultados obtenidos para la curva de calibración de nitratos, así como la recta, su ecuación y el coeficiente de correlación.

Tabla A4.2 Absorbancia vs Concentración

Concentración	Absorbancia
0.5	0.014
1	0.038
5	0.126
10	0.325
15	0.500
20	0.564
25	0.710



Gráfica A4.1 Absorbancia vs Concentración

De la gráfica A4.1 a través del análisis de regresión lineal, se puede identificar que el coeficiente de correlación es de 0.9871, que indica un valor en rango, para asumir las lecturas que se realicen durante las pruebas como buenas, se encuentra de igual forma la ecuación de la recta que caracteriza el comportamiento del análisis, con lo que se pueden comenzar con las lecturas de cada una de las corridas.

El procedimiento que se debe llevar a cabo es el siguiente para la obtención de la concentración de nitratos en una muestra:

- 1.- Se toma una muestra de agua residual y se filtra empleando un filtro membrana de $0.45\mu m$, mediante vacío.
- 2.- Se adiciona 1ml de la muestra filtrada en un vial, mismo al que se le agregara en estricto orden y de manera muy cuidadosa ya que pueden proyectarse, 8ml de la mezcla de ácidos y 1ml de reactivo 2,6 dimetilfenol.
- 3.- A la mezcla se le deberá tapar y agitar, para dejar reposar por 10 minutos aproximadamente, esperando que la reacción se lleve a cabo y la coloración cambie.
- 4.- Por último se vaciara el contenido del vial en una celda de vidrio y se tomara lectura de la absorbancia que proporciona a 324nm, sin olvidar realizar previamente la lectura del testigo para ajustar a cero.

Para medir la concentración de nitratos en la muestra una vez medida la absorbancia, es necesario introducir los valores obtenidos previamente en la siguiente ecuación:

$$N - NO_3 = \frac{\text{Absorbancia} - b}{m} \quad (\text{A.17})$$

En donde $N - NO_3$ es la concentración de nitratos en mg/l, la absorbancia se obtiene de las medidas del espectrofotómetro y tanto b como m están dadas por la ecuación de la recta que se obtuvo a partir de la regresión lineal, cuyos valores corresponden a 0.0103 y 0.0288 respectivamente.

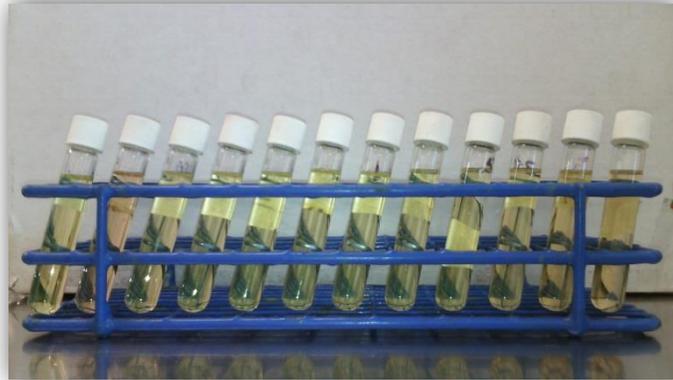


Figura A4.1 Muestra durante primera corrida experimental

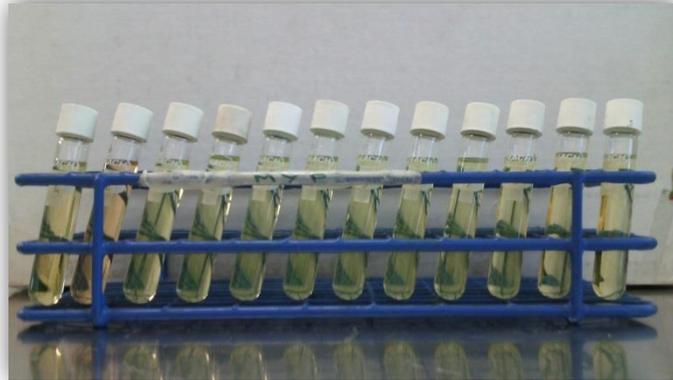


Figura A4.2 Muestra durante segunda corrida experimental

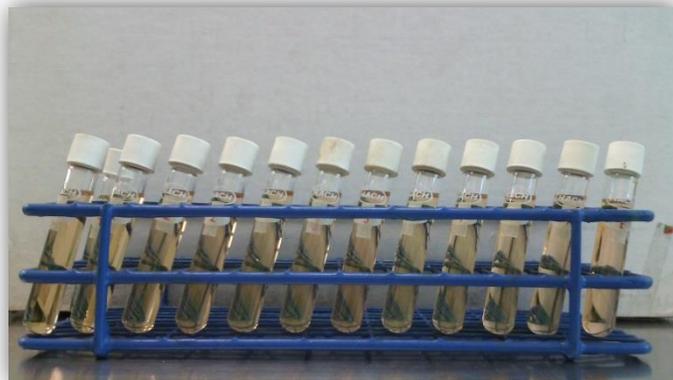


Figura A4.3 Muestra durante tercera corrida experimental

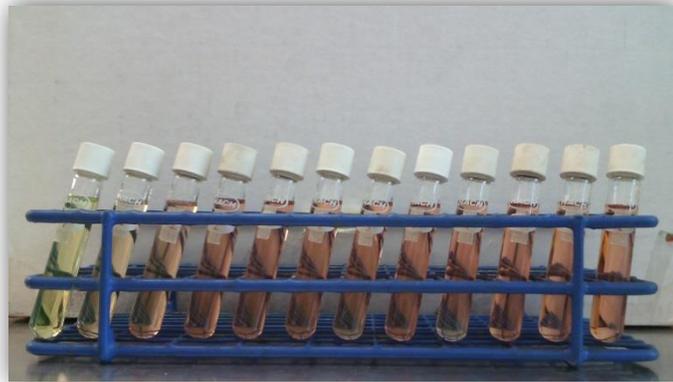


Figura A4.4 Muestra durante cuarta corrida experimental

A5. Técnica de demanda bioquímica de oxígeno

El anexo muestra la metodología realizada para la obtención de la demanda bioquímica de oxígeno, por definición esta involucra la medición de oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica.

Para el desarrollo de esta prueba se utilizaron botellas dotadas con tapones con dispositivos de lectura de presión parcial de los frascos. La captación de CO_2 gaseoso producido se efectúa por reacción con $NaOH$. El método consiste en llenar con muestra un frasco hermético e incubarlo a temperatura establecida durante 5 días. El oxígeno disuelto debe ser medido antes y después de la incubación y el valor de DBO se calcula como la diferencia entre estos dos valores.

Las interferencias que pueden provocar lecturas erróneas del proceso principalmente son la relación de materia orgánica soluble contra la materia orgánica suspendida, los sólidos sedimentables, la presencia de hierro en su forma oxidada o reducida, la presencia de compuestos azufrados y las aguas mal mezcladas.

Los reactivos necesarios para la elaboración de la prueba son:

- Lentejas de $NaOH$
- Solución A – Buffer de fosfatos, pH 7.2

Para realizar esta solución se deben disolver 8.5g de KH_2PO_4 , 21.75g de K_2HPO_4 , 33.4g de $NaHPO_4 \cdot 7H_2O$ y 1.7g de NH_4Cl en 500ml de agua destilada y aforar a un litro.

- Solución B – Sulfato de magnesio heptahidratado

La realización de esta solución consiste en disolver 22.5g de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ en agua destilada y aforar a un litro.

- Solución C – Cloruro de calcio

Se deben disolver 27.5g de $CaCl_2$ en agua destilada y se afora a un litro.

- Solución D – Cloruro férrico hexahidratado

Se disuelven 0.25g de $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ en agua destilada y se afora igualmente a un litro.

- Inóculo y agua de dilución

Se deben colocar 5ml de solución A y 0.5ml de las soluciones B, C y D en un vaso de precipitados y se debe aforar a un volumen de 500ml con agua destilada. Se adiciona una capsula de Polyseed (inóculo) y se pone a incubar a 20°C con oxígeno disuelto en agitación continua por una hora.

El procedimiento a desarrollar se muestra a continuación:

1.- Se selecciona el volumen de muestra a adicionar de acuerdo a los resultados de DQO obtenidos para las muestras a analizar. Se debe considerar un valor esperado de DBO aproximadamente del 80% de la DQO obtenida. Como se muestra en la tabla A5.1.

Tabla A5.1 Rangos de medición

Vol. de la muestra (ml)	Rango de la medición (mg/L)	Factor
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43.5	0-2000	50

2.- Se deben purgar las botellas del equipo Oxitop con un poco de muestra y se debe adicionar la cantidad de muestra a analizar, añadiendo 4ml de inóculo preparado.

3.- Se colocan los agitadores magnéticos en cada una de las botellas, se colocan los tapones de goma y se agregan dos lentejas de $NaOH$ en estos últimos, sin que toquen la muestra.

4.- Atornillar el tapón de Oxitop en las botellas asegurándose que quede bien cerrado y oprimir los botones S y M hasta que aparezcan dos ceros en la pantalla.

5.- Se colocan las botellas en la bandeja y se ponen a incubar a 20°C durante 5 días.

El proceso de cálculo consiste en que una vez concluida la prueba, se extraen los valores registrados presionando la S, el equipo arrojará la primera vez el número uno correspondiente al primer día, seguido de la determinación de consumo de oxígeno registrado y así sucesivamente.

Con lo anterior y de acuerdo al rango mostrado en la tabla A5.1 se multiplica el valor resultante al quinto día por el factor correspondiente, y la vez por el factor de dilución para obtener la DBO de la muestra real en mg/l.