



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE UN REACTOR TUBULAR
DE LECHO FIJO A ESCALA PILOTO PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUA RESIDUAL MUNICIPAL EMPLEANDO FIBRA DE
POLIÉSTER COMO MATERIAL SOPORTE**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERA QUÍMICA**

PRESENTA

ALMA JAZMÍN RIVERO LOSOYA



CIUDAD UNIVERSITARIA, CDMX

2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



JURADO ASIGNADO

PRESIDENTE: VICTOR MANUEL LUNA PABELLO

SECRETARIO: JOSÉ AGUSTÍN GARCÍA REYNOSO

VOCAL: ALFONSO DURÁN MORENO

1ER. SUPLENTE: SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

2DO. SUPLENTE: ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS

LUGAR DONDE SE REALIZÓ LA TESIS

UNIDAD DE PROYECTOS Y DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL, LABORATORIOS 301 AL 303,
CONJUNTO E, FACULTAD DE QUÍMICA, CIUDAD UNIVERSITARIA, UNAM, CDMX.

ASESOR DEL TEMA:

ALFONSO DURÁN MORENO

SUPERVISOR TÉCNICO:

SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

SUSTENTANTE:

ALMA JAZMÍN RIVERO LOSOYA



AGRADECIMIENTOS

AL PROGRAMA DE APOYO A PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN E INNOVACIÓN TECNOLÓGICA (PAPIIT) DE LA UNAM **(IT102415)**.



ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	7
ÍNDICE DE TABLAS	8
RESUMEN	9
1. INTRODUCCIÓN	10
Problemática	10
Justificación	12
2. OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo general	13
2.2 Objetivos particulares	13
3. ANTECEDENTES	14
3.1 (Breve) Panorama general	14
3.1.1 Contexto Nacional	14
3.1.2 Sistemas descentralizados.....	16
3.2 Generalidades sobre el tratamiento de aguas	21
3.2.1 Parámetros de calidad del agua	22
3.2.2 Aguas residuales domésticas.....	24
3.3 Selección del tipo de tratamiento de aguas.....	27
3.4 Tipos de tratamiento de aguas residuales	29
3.4.1 Pretratamiento	29
3.4.2 Tratamiento primario	30
3.4.3 Tratamiento Secundario.....	30
3.4.4 Tratamiento terciario	31
3.5 Tratamiento Biológico	31
3.5.1 Procesos Biológicos	32
3.5.2 Factores que afectan a los procesos biológicos	33
3.5.2.1 Características de la materia orgánica	33
3.5.2.2 Microorganismos presentes	33
3.5.2.3 Nutrientes y oligoelementos	33
3.5.2.4 Temperatura.....	34



3.5.2.5	pH	34
3.5.2.6	Tóxicos e inhibidores	34
3.5.3	Procesos Aerobios	34
3.5.3.1	Tratamiento en función de la forma de agregación de la biomasa.....	35
3.6	Tratamiento con Biopelícula	36
3.6.1	Importancia de los procesos de biopelícula	36
3.6.2	Generalidades sobre biopelícula	37
3.6.2.1	Desarrollo de la biopelícula	37
3.6.2.2	Flujo de sustrato hacia la biopelícula	39
3.6.3	Soporte	40
3.6.3.1	Clasificación del tipo de soporte	43
3.6.3.2	Ventajas de los sistemas de biopelícula fija sobre los sistemas convencionales de lodos activados	44
3.7	Uso del Agua Tratada	46
4.	METODOLOGÍA.....	47
4.1	Dispositivo experimental.....	47
4.1.1	Estructura del reactor.....	47
4.1.2	Sistema de bombeo y aireación	49
4.1.3	Medio de soporte de la biopelícula.....	49
4.1.4	Sistema de filtración.....	50
4.1.5	Diagrama de flujo del sistema experimental.....	51
4.2	Experimentación	52
4.2.1	Etapa I. Arranque.....	52
4.2.2	Etapa II. Operación y Evaluación	53
4.2.2.1	Fase 1	53
4.2.2.2	Fase 2	54
4.2.2.3	Fase 3	54
4.2.3	Muestreo	55
4.2.3.1	Análisis de muestras	55
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	57
5.1	Arranque y operación.....	57



5.1.1 Carga orgánica	57
5.1.2 Remoción de materia orgánica	59
5.1.3 Sólidos suspendidos totales y volátiles	61
5.1.4 Compuestos de nitrógeno	62
5.1.4.1 Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	62
5.1.4.2 Nitratos (N-NO ₃) y Nitritos (N-NO ₂)	65
5.1.5 Oxígeno disuelto.....	68
5.1.6 Potencial de hidrógeno (pH)	70
5.1.7 Turbidez.....	71
5.1.8 Resumen de resultados	72
5.1.9 Comparación entre el sistema en estudio y un proceso convencional de lodos activados.....	75
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	76
6.1 Conclusiones.....	76
6.2 Recomendaciones	77
REFERENCIAS.....	78
ANEXOS	83
ANEXO A.....	83
Memoria de cálculo. Tanque de lodos activados	83
ANEXO B	87
Correlación Turbidez-Sólidos suspendidos	87
ANEXO C	90
Técnicas analíticas	90



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de tratamiento secundario para aguas residuales municipales por caudal tratado	15
Figura 2. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tipo de metabolismo	32
Figura 3. Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales en función de la forma de agregación de la biomasa.....	35
Figura 4. Plano de localización de PTAR-CU.....	47
Figura 5. Dispositivo experimental.....	48
Figura 6. Tubo de Venturi y Arreglo de tubo de Venturi y bypass	49
Figura 7. Estructura de los soportes empleados en el dispositivo experimental.	50
Figura 8. Diagrama de flujo del sistema experimental a escala piloto	51
Figura 9. Inoculación del reactor con lodos de la PTAR-CU	52
Figura 10. Toma de muestra en el afluente, efluente del filtro y efluente del sistema.....	55
Figura 11. Carga orgánica superficial durante el periodo de experimentación.....	58
Figura 12. Remoción de la materia orgánica medida como DQO durante el experimento.....	60
Figura 13. Concentración de N-NH ₄ durante la operación del sistema.....	63
Figura 14. Porcentaje de remoción de N-NH ₄ durante la operación del sistema	64
Figura 15. Evolución de la concentración de nitratos durante las Fases 2 y 3.....	65
Figura 16. Evolución de la concentración de nitritos durante las Fases 2 y 3.....	66
Figura 17. Comportamiento de los compuestos nitrogenados durante las Fases 2 y 3	67
Figura 18. Puntos de muestreo de OD a lo largo del reactor tubular	68
Figura 19. Comportamiento del OD a lo largo del reactor durante la Fase 3	69
Figura 20. Comportamiento del pH durante el periodo de experimentación	70
Figura 21. Comparación del aspecto del agua residual en cada etapa de tratamiento dentro del sistema experimental.....	73
Figura 22. Comparación entre el volumen necesario para el reactor tubular y un tanque de lodos activados	75
Figura 23. Diagrama de flujo de un proceso convencional de lodos activados	83
Figura 24. Determinaciones con Turbidímetro HANNA	88
Figura 25. Correlación entre SST y SSV ambos en mg/L y Turbidez en NTU	89
Figura 26. Determinación de DQO en digestor HACH.....	92
Figura 27. Tubos empleados para la curva de calibración	92
Figura 28. Curva de calibración de DQO	92
Figura 29. Curva de calibración para nitratos	99
Figura 30. Curva de calibración para Nitritos.....	101



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales procesos de tratamiento secundario para aguas residuales municipales	14
Tabla 2. Cambios en la calidad del agua según el proceso empleado	16
Tabla 3. Tecnologías descentralizadas emergentes para el tratamiento de agua residual	18
Tabla 4. Clasificación de los sólidos totales Clasificación de los sólidos totales	22
Tabla 5. Clasificación de sólidos volátiles y fijos	22
Tabla 6. Composición típica de tres clases de aguas residuales domésticas	25
Tabla 7. Características del pretratamiento de aguas residuales	30
Tabla 8. Características del tratamiento primario de aguas residuales.....	30
Tabla 9. Características del tratamiento secundario de aguas residuales.....	31
Tabla 10. Características del tratamiento secundario de aguas residuales.....	31
Tabla 11. Ventajas y desventajas según el medio en el que se desarrolla la biopelícula .	43
Tabla 12. Ejemplos de procesos de acuerdo con la saturación del medio	44
Tabla 13. Características de las corrientes del sistema experimental	51
Tabla 14. Condiciones de operación del reactor en la Fase 1.....	53
Tabla 15. Condiciones de operación del reactor en la Fase 2.....	54
Tabla 16. Condiciones de operación del reactor en Fase 3.....	54
Tabla 17. Programa de monitoreo y control.....	55
Tabla 18. Técnicas analíticas empleadas.....	56
Tabla 19. Carga orgánica durante cada Fase experimental	57
Tabla 20. Resumen de DQO durante las tres Fases experimentales	59
Tabla 21. Porcentaje de remoción de materia orgánica durante cada fase experimental.....	60
Tabla 22. Sólidos suspendidos totales durante el experimento	61
Tabla 23. Sólidos suspendidos volátiles durante las tres Fases de experimentación	62
Tabla 24. Turbidez durante el desarrollo experimental.....	71
Tabla 25. Valores promedio obtenidos durante la operación de sistema experimental.....	72
Tabla 26. Comparación de resultados según la Fase de operación	72
Tabla 27. Datos técnicos recomendados a partir de los resultados experimentales	73
Tabla 28. Comparación entre la concentración obtenida para cada contaminante y la establecida en la normativa	74
Tabla 29. Nomenclatura empleada.....	83
Tabla 30. Datos usados para el cálculo del reactor de aireación.....	85
Tabla 31. Datos experimentales usados para la correlación SST, SST y Turbidez.....	88
Tabla 32. Volumen necesario de la disolución estándar para preparación de diluciones.....	91



RESUMEN

Los grandes volúmenes de agua residual generada como consecuencia de las diversas actividades humanas han provocado un considerable impacto ambiental, las actuales medidas y procesos empleados no han mostrado ser útiles, por esta razón, desde hace algunas décadas se inició la búsqueda de alternativas eficaces, compactas y con menor consumo energético, mediante las cuales sea posible la descarga de las aguas residuales tratadas a cauces naturales sin dañar el ecosistema y en el mejor de los casos, reusarla con diferentes fines. Como resultado de esta búsqueda, los reactores biológicos de lecho fijo han mostrado ser una alternativa a considerar, así mismo, la implementación de materiales soporte adecuados, se presenta como una buena posibilidad de incrementar la remoción de los principales contaminantes.

Este proyecto consistió en evaluar la operación de un reactor de lecho fijo a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales municipales empleando material polimérico como soporte que resulta del diseño propuesto por García González (2018) a partir de los estudios de doctorado realizados en reactores biológicos de lecho fijo escala laboratorio que utilizan fibras no tejidas como soporte.

El reactor cuenta con una configuración no convencional para este tipo de procesos, está empacado con fibra no tejida para proporcionar área de contacto suficiente para permitir el desarrollo de una biopelícula, el área superficial que aporta el material polimérico es de 411 metros cuadrados por metro cúbico; 15 metros cuadrados por módulo, además, este material presenta alta resistencia. Otra característica relevante del reactor es su sistema de aireación por medio de un tubo de Venturi.

El desarrollo experimental se llevó a cabo a escala piloto en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria. El trabajo se desarrolló en tres etapas bajo las cuales el sistema se operó a diferentes flujos de alimentación (18 L/min y 60 L/min) y con recirculaciones de 50% y 95%. Durante las tres fases se analizaron los siguientes parámetros de respuesta; DQO, SST, SSV, Turbidez, Oxígeno disuelto, pH, nitratos, nitritos y NH_4^+ .

Se obtuvieron los siguientes resultados para la remoción de NH_4^+ , con un 100% en las Fases 2 y 3, en términos de DQO se obtuvieron remociones hasta del 75% en la Fase 2 y 98% en la Fase 3, las cuales representan los máximos, que no se mantuvieron, lo que se atribuye a la concentración de oxígeno disuelto presente, la cual oscilo entre 0 y 5 mg/L. Para SST se logró obtener una concentración mínima de 18 mg/L.

Durante las tres fases se presentaron variaciones importantes en la carga orgánica superficial, lo cual estuvo estrechamente relacionado con el periodo de actividades dentro del campus. Por lo tanto, se puede considerar que el reactor soporto adecuadamente los cambios de carga orgánica. Se operó un sistema de tratamiento compacto, que resulta innovador y es de fácil operación.



1. INTRODUCCIÓN

Problemática

El agua es una sustancia imprescindible para el ser humano. Su uso y consumo se extienden desde los hogares hasta las grandes industrias, éstas, la agricultura y la generación de energía han sido las principales actividades económicas que dependen directamente del agua (Toledo, 2002).

Es tan amplia su aplicación que, debido a las diversas actividades humanas, son introducidas en ella sustancias contaminantes tales como sales, residuos de hidrocarburos derivados del petróleo, solventes provenientes de la industria y la agricultura, lixiviados de depósitos de basura y letrinas, pesticidas, desechos químicos y metales pesados (INECC, 2007).

El impacto ambiental generado por las aguas residuales es considerable. Los sólidos que contiene pueden formar sedimentos y eventualmente obstruyen el drenaje, arroyos y ríos. Nutrientes como nitrógeno y fósforo causan eutrofización en los cuerpos de agua y promueven la formación de algas que son fertilizadas por dichos nutrientes. Con muy alta concentración de algas, la degradación de éstas contribuye a la demanda bioquímica de oxígeno y el agua es desoxigenada. Las aguas que han sido tratadas para reducir su demanda bioquímica de oxígeno y que aún contienen nutrientes siguen representando un impacto significativo en las aguas en las que son descargadas (PNUMA, 2004).

Además de lo anterior, según La Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), el continuo crecimiento de la población, la urbanización, los cambios en el uso del suelo, la industrialización, los hábitos de consumo, las malas prácticas de uso del agua y las de manejo de agua residual, comenzaron a principios del siglo XXI una crisis de cantidad y calidad de agua disponible a nivel mundial. El tratamiento de aguas está fallando, como consecuencia la mayoría de las aguas residuales están siendo descargadas al medio ambiente sin ningún tipo de tratamiento, cerca del 80% de las aguas residuales producidas en todo el mundo, no reciben un tratamiento adecuado (ONU, 2021).

Latinoamérica

De acuerdo con el Banco Interamericano de Desarrollo, 70% de las aguas residuales generadas en esta región no son tratadas. Con la ausencia de tratamiento, las aguas negras son vertidas en aguas superficiales, creando un riesgo obvio para la salud humana, la ecología y los animales. Se estima que, en Latinoamérica solamente un 10% de las aguas residuales recolectadas en la red de alcantarillado reciben tratamiento, no obstante, no se ha asegurado que tanto el tipo de tratamiento empleado, como el modo de operar las plantas de tratamiento sean los apropiados (BID, 2020).



México

En los países en desarrollo, es común que el caudal de agua residual que recibe un tratamiento antes de enviarlo a algún cuerpo de agua receptor sea muy bajo, y mucho más bajo, aquel que se destine a reúso (Lahera, 2010) y México no es la excepción.

De acuerdo con las estadísticas, en los últimos años se ha incrementado la cobertura de agua potable y alcantarillado en las zonas urbanas, sin embargo, el tratamiento de las aguas usadas por la población no ha aumentado en la misma proporción, es decir que, las aguas residuales generadas, se están regresando a los cuerpos receptores sin ningún tipo de tratamiento, contaminando los cauces naturales, cambiando su composición, afectando severamente a los ecosistemas que dependen de ellos.

Según la última información disponible (CONAGUA, 2019), existen en el país 3,661 plantas de tratamiento para aguas residuales, del total, únicamente 2,642 se encuentran en operación formal. La capacidad instalada de estas plantas es de 194.72 metros cúbicos por segundo (m^3/s), sin embargo, el caudal procesado es de 141.48 m^3/s , aproximadamente el 65% del total de las aguas residuales colectada. Al cierre de 2019, se tiene registro de un caudal generado de aguas residuales municipales de 250.5 m^3/s , de los cuales se colectan en los sistemas formales de alcantarillado 215.3 m^3/s . El rango del caudal tratado va desde 93.5 litros por segundo (l/s) en Campeche, hasta 27,434 l/s en Hidalgo. Ningún estado de la República trata el 100% de las aguas que recogen en alcantarillas por lo que la mayoría de las aguas se descarga en cuerpos de agua (esteros, lagunas, ríos, arroyos, etc.), barrancas y grietas.

Con las cifras de capacidad instalada en comparación con las de caudal tratado, se hace evidente que tanto la infraestructura con la que se cuenta como los organismos operadores, no son suficientes para cubrir los volúmenes generados.

Las autoridades encargadas del manejo del agua a nivel nacional han referido que el tratamiento de las aguas residuales debe ser una de las principales estrategias para preservar la calidad del agua en el país, mejorar la calidad de vida, proteger la salud pública y garantizar el desarrollo sustentable, sin embargo, no ha sido posible lograrlo, a pesar del aumento en la inversión dedicada a esto (INDESOL, 2021). Por otra parte, el tipo de procesos y tecnologías empleados, representan otro inconveniente, por ejemplo, con el uso de métodos convencionales de tratamiento, como el de lodos activados, que implica un alto consumo de productos químicos y de energía para su operación, produce la emisión de contaminantes al aire y genera como subproducto grandes cantidades de lodos que se tienen que disponer de forma segura (Lahera, 2010). Las plantas de tratamiento existentes emplean tecnologías contaminantes, requieren altas cantidades de energía e implican una gran producción de residuos, incluidos desechos tóxicos como resultado de su operación. Un entorno sustentable, requiere del uso de tecnología alternativa que permita reutilizar los caudales y/o regresarlos a la naturaleza con la calidad establecida, con un mínimo empleo de energía y sin generar contaminantes (Velazco & Corripio, 2015).



Según Lahera (2010) desde hace poco más de una década, una nueva visión en cuanto al tratamiento de aguas para que sea accesible económicamente y que tenga el menor impacto ambiental, debe incluir la descentralización de las plantas de tratamiento, un cambio en el tipo de procesos que se emplean, efectuarse a una escala menor, con un costo menor a mediano y largo plazo, incluir varios tipos de reúso.

Justificación

Aunque evidentemente el tratamiento de aguas se trata de una temática antigua, sigue vigente y es tal su relevancia que existe una continua búsqueda por encontrar y mejorar los procesos empleados. Se necesitan nuevos procedimientos que utilicen desarrollos tecnológicos adaptables para solucionar los problemas a los que se enfrenta nuestro país, mediante investigación y la implementación de dichas tecnologías en un amplio sector. Una de las alternativas son los reactores de lecho fijo que emplean materiales fibrosos no tejidos como material soporte.

Un proceso de lecho fijo consiste en hacer fluir agua a través de un medio soporte sólidos, ya sea de origen natural o sintético, sobre el que se desarrolla una biopelícula compuesta de microorganismos capaces de consumir la materia orgánica presente en el agua residual (Rocha, 2008). Este tipo de procesos son compactos, fáciles de operar y son económicos de construir y operar (Iborra & Tejero, 2013).

En el presente trabajo se evaluó la calidad del efluente obtenido de un reactor biológico aerobio de lecho fijo, el cual es presentado como una opción compacta para el tratamiento de aguas residuales municipales. Con este proyecto se busca estudiar si el prototipo propuesto es una alternativa que cubra las necesidades de tratamiento del agua residual de origen doméstico para obtener un efluente que cumpla con las normas aplicables vigentes; Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales, así como determinar si la calidad de dicho efluente es apta para riego, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, reduciendo considerablemente el espacio requerido para llevar a cabo el tratamiento, en comparación con un proceso convencional de lodos activados, que como se ha mostrado su uso no ha generado los resultados deseados.



2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

- Evaluar el comportamiento de un nuevo sistema de tipo reactor biológico aerobio de biomasa fija a escala piloto en una descarga de agua residual sanitaria como alternativa a los sistemas convencionales de tratamiento.

2.2 Objetivos particulares

- ▶ Realizar el montaje, pruebas y puesta en marcha de un nuevo tipo de reactor biológico tubular que permitan su operación en continuo para el tratamiento de agua residual sanitaria.
- ▶ Realizar la caracterización del afluente y efluente del sistema presentado, en términos de pH, demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal (NH_4^+), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), para evaluar su funcionamiento durante el arranque y tres (3) etapas de operación.
- ▶ Evaluar el efecto de la concentración de oxígeno disuelto dentro del reactor, para identificar la condición en la que se obtiene el mayor porcentaje de remoción de (DQO), (NH_4^+), (NO_3^-) y (NO_2^-).
- ▶ Evaluar el efecto que tiene el caudal recirculado del efluente, en los porcentajes de remoción de (DQO), (NH_4^+), (NO_3^-), (NO_2^-) y (SST), para identificar cual favorece la remoción de los contaminantes.
- ▶ Evaluar la calidad del efluente obtenido durante las 3 fases de operación para identificar las condiciones que permiten obtener la menor concentración de los contaminantes.
- ▶ Comparar el nuevo tipo de reactor biológico tubular con un sistema biológico convencional para identificar las ventajas que presenta en el tratamiento de agua residual municipal.



3. ANTECEDENTES

3.1 (Breve) Panorama general

Los inicios del tratamiento de aguas residuales datan de fines de 1800 como respuesta ante la contaminación de los cuerpos de agua y las enfermedades de origen hídrico, aunque, el tratamiento estuvo principalmente dirigido a evitar problemas con la industria y agricultura más que a los problemas de salud. Se empezó por llevar a cabo el tratamiento mediante el vertido de las aguas residuales al suelo, sin embargo, con el paso del tiempo y con el incremento del volumen de aguas residuales, la superficie disponible dejó de ser suficiente. Para evitar estos problemas se desarrollaron e implementaron diversos métodos de tratamiento. No fue sino hasta 1912 que se implementa el proceso de lodos activados (Rojas R. , 2002), que a partir de los años 50 y debido a su auge se establece como la tecnología dominante debido a su aparente simplicidad en operación y apropiada calidad del efluente.

3.1.1 Contexto Nacional

En México desde la década de los 90's el tratamiento de aguas residuales ha recibido un fuerte impulso y es considerado como una de las principales estrategias adoptadas para preservar la calidad del agua, garantizar el desarrollo sustentable, mejorar la calidad de vida y proteger la salud pública (Romero, García, & Janetti, 1996).

En el país se han adoptado los llamados métodos convencionales, a continuación, se muestra la Tabla 1 y Figura 1 con los principales procesos empleados.

Tabla 1. Principales procesos de tratamiento secundario para aguas residuales municipales (SINA, 2019)

Nombre del proceso	Número de plantas	Caudal tratado (m ³ /s)
Aerobio	21	1,836
Anaerobio	158	834
Biodiscos	23	847
Biológico	23	538
Dual	23	32,072
Filtros biológicos	39	4,907
Fosa séptica	100	145
Fosa séptica + Filtro biológico	37	35
Fosa séptica+ Humedal	117	210
Humedal	77	9787
Lagunas aireadas	30	6,811
Lagunas de estabilización	792	14,060



Tabla 1. Continuación

Nombre del proceso	Número de plantas	Caudal tratado (m ³ /s)
Lodos activados	761	69,377
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) + Filtro biológico	63	544
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	140	1,201
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) + Humedal	4	389
Reactor enzimático	39	90
Sedimentación + humedal	23	40
Tanque Imhoff + filtro biológico	17	152
Tanque Imhoff + humedal	11	58
Zajas de Oxidación	14	1,020

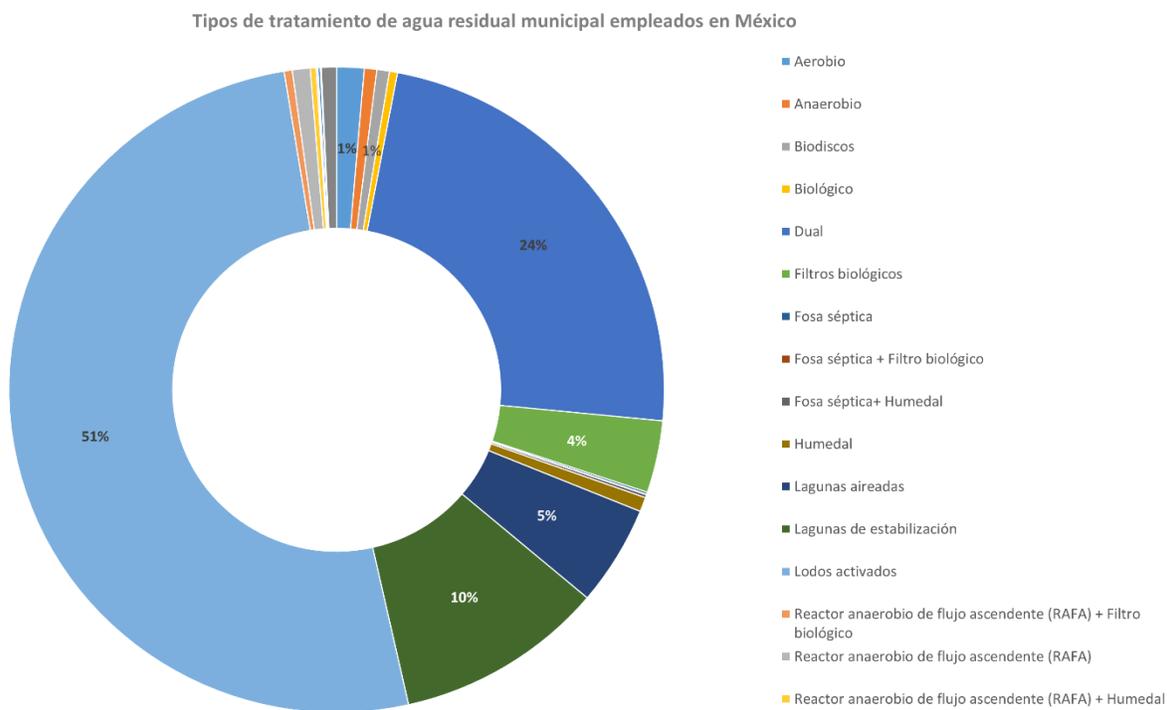


Figura 1. Tipos de tratamiento secundario para aguas residuales municipales por caudal tratado (SINA, 2019)

Como se puede observar el proceso de lagunas de estabilización es el predominante en cuanto al número de plantas de tratamiento que operan con dicha tecnología, sin embargo, el porcentaje de caudal que trata corresponde tan solo al 10% en contraste con el 51% correspondiente al proceso de lodos activados a pesar de contar con un menor número de plantas de tratamiento.



El uso de los tres principales procesos, los mencionados en el párrafo anterior y los filtros percoladores se puede justificar con los resultados de la calidad del agua tratada obtenida como se puede observar en la Tabla 2.

Tabla 2. Cambios en la calidad del agua según el proceso empleado (Luna, 2010)

Proceso	Cambios principales
Lodos activados	70-98% reducción de DBO 85-98% reducción de sólidos en suspensión 95-98% reducción de bacterias
Laguna de estabilización	75-95% reducción de DBO 90-99% reducción de sólidos en suspensión 98-99% reducción de bacterias
Filtros biológicos	60-85% reducción de BDO 70-90% reducción de sólidos en suspensión 90-95% reducción de bacterias

Como se mencionó anteriormente, existe una gran variedad de procesos para el tratamiento de agua residual que se han establecido con el paso del tiempo; sistemas convencionales, a pesar de esto existe una continua búsqueda de alternativas que permitan optimizar y mejorar los procesos e incluso sustituirlos.

Se han desarrollado e innovado numerosas tecnologías de diferentes índoles, dichas tecnologías pretenden establecerse y tener un amplio grado de aplicación, sin embargo, como se explicará en la sección **3.3 Selección del tipo de tratamiento de aguas**, al escoger la tecnología apropiada de tratamiento, deben considerarse diversos factores, incluyendo la cantidad y composición de la corriente de residuos, los estándares del efluente, opciones indicadas de uso, desecho y factibilidad de funcionamiento, es decir, aspectos económicos y técnicos.

En los últimos años, nuevos avances han conseguido evidenciar los beneficios de sistemas basados en biopelícula, así como, se ha logrado recuperar la popularidad de estos procesos (Tejerón Monzón, 2012), realizando diversas mejoras en el campo del tratamiento de aguas residuales, obteniendo ventajas sobre los tratamientos clásicos y convencionales, ya que presentan algunos inconvenientes, las cuales se expondrán en la sección **3.6.3.2 Ventajas de los sistemas de biopelícula fija sobre los sistemas convencionales de lodos activados**.

Además de identificar el tipo de tratamiento requerido para cada tipo de agua, es importante evaluar bajo qué esquema, ya que, se ha evidenciado que un esquema de tratamiento centralizado no conduce a una solución integrada.

3.1.2 Sistemas descentralizados

Tal como se mencionó en párrafos anteriores, históricamente el tratamiento de aguas inició como solución a la problemática individual de pequeñas descargas, posteriormente y dado que se encontró similitud en las características del agua residual (sanitaria), se optó por centralizar los sistemas de tratamiento, es decir; recolectar toda el agua residual generada en una ciudad o sector



para llevarla a tratar en una sola gran planta de tratamiento. Sin embargo, de acuerdo con la información presentada en la sección **3.1.1 Contexto Nacional** y enunciado por la CONAGUA aún existe una limitación generalizada para proporcionar servicios de saneamiento a todo el país (Aguilar, 2011).

Esta falta de cobertura afecta principalmente en el medio rural y zonas marginadas ya que se enfrentan a una variedad de condiciones socioeconómicas y territoriales que causan que la construcción y operación de instalaciones convencionales para el tratamiento de aguas residuales sean difíciles de llevar a cabo (CONAGUA, 2019).

Considerando esta situación, es preciso desarrollar e implementar sistemas de tratamiento que puedan adaptarse a las necesidades particulares de cada sector, razón por la cual, en la actualidad se está optando nuevamente por soluciones a pequeña escala, dicho en otras palabras, sistemas descentralizados que traten volúmenes relativamente pequeños de aguas residuales, ya sea procedentes viviendas rurales, pequeñas comunidades, incluso, escuelas, centros comerciales, parques y centros recreativos, estacionamientos y supermercados, para abordar los problemas de gestión de las aguas residuales por zonas (Noyola, Morgan-Sagastume, & Güereca, 2013).

Hasta ahora, en México las opciones centralizadas de tratamiento se adoptaron como la solución para las grandes ciudades (De Anda, 2017), sin embargo, en concordancia con los datos previamente mostrados no son suficientes ni adecuados para cubrir los volúmenes de agua residual generada, motivo por el cual, los sistemas descentralizados deben volver a considerarse como una alternativa integral para abordar esta problemática (De la Peña, 2013).

Ambas estrategias; centralizadas y descentralizadas, tienen sus particularidades, pero las nuevas tecnologías, ingeniería y estructuras de financiamiento están haciendo que la descentralización sea una estrategia preferida en una lista cada vez mayor de escenarios (Fluence, 2021).

Según la CONAGUA (2019), los sistemas descentralizados son sistemas de manejo in situ, es decir, incluyen tecnologías con las cuales el agua residual es manejada, recolectada, tratada y dispuesta o reusada en o cerca del punto de generación o junto a la fuente. Se caracterizan por ser sistemas conformados por una gama de tecnologías simples (Chirisa, Bandauko, Matamanda, & Mandisvika, 2017) de menor tamaño y con menor consumo de recursos que los sistemas centralizados. En el sector rural, un sistema descentralizado como solución individual, además de ser integral y sostenible, deberá estar en armonía con el paisaje aledaño (CONAGUA, 2019).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2005) define los sistemas descentralizados de aguas residuales como aquellos compuestos por una amplia gama de sistemas de tratamiento en el sitio y en grupo que procesan no solo aguas residuales domésticas, si no también comerciales. Autores como Koparal & Bakir (2002) y Tchobanoglous, Theisen, & Vigil (1998), incluyen, además; casas habitación, condominios, vecindarios, edificios públicos, áreas comerciales, parques industriales y pequeñas porciones de grandes comunidades, a esta lista, CONAGUA añade, desarrollos ecoturísticos y algunas zonas periurbanas que no cuentan con programas de saneamiento.



Dado que los sistemas de tratamiento descentralizados están diseñados para operar a pequeña escala, no sólo reducen los efectos sobre el medio ambiente y la salud pública local, sino que también incrementan las posibilidades de obtener un aprovechamiento final del agua tratada, por medio de su reutilización (De Anda, 2017).

Actualmente existen varios procesos de tratamiento in situ que han sido desarrollados y están disponibles comercialmente (Koparal & Bakir, 2002). Dentro de los principales ejemplos de tratamiento descentralizado se encuentran los humedales artificiales, fosas sépticas (Massoud, Tarhini, & Nasr, 2008) y algunos otros, incluyen la combinación de componentes de alta tecnología como biorreactores de membrana con sistemas aerobios. Aunque algunas de estas alternativas a los sistemas centralizados han ganado terreno, tanto en núcleos rurales y zonas poco densas, como en ciudades pequeñas y centros urbanos de mayor tamaño (Altafin, 2020) ,es importante analizar el rango de aplicación de cada uno ya que pueden no ser viables para todos los sitios y además presentar desventajas, como el uso extenso de área para su instalación, largos periodos de instalación y puesta en marcha por lo que resulta primordial optar por otras alternativas que permitan reducir los tiempos de instalación y arranque, bajar costos de inversión y operación, ser tecnologías robustas, de larga durabilidad y bajo consumo energético, de operación y mantenimiento sencillo, que además permitan el reúso del agua localmente. Es aquí donde cobran relevancia los sistemas aerobios de biopelícula fija, sobre los cuales se profundizará en el apartado **3.6 Tratamiento con Biopelícula.**

Como se viene mencionando, es creciente la tendencia de enfocarse al estudio y desarrollo de alternativas descentralizadas que puedan tener un impacto real en la sociedad, por lo que escuelas y centros de investigación tanto a nivel nacional como internacional, están encaminadas a ello, tal es el caso del presente trabajo. Así mismo, existe un mayor interés por parte de los gobiernos locales y de los potenciales usuarios en el empleo de dichas alternativas a escala real. Algunos ejemplos de tecnologías y procesos que han surgido en los últimos años son los que se concentran a continuación:

Tabla 3. Tecnologías descentralizadas emergentes para el tratamiento de agua residual

Proyecto	Institución	Breve Descripción	Beneficios y/o ventajas
Limpiando agua en humedales con flores. (Hernández Alarcón, 2019)	INECOL Instituto de Ecología, A.C.	Sistema experimental/demostrativo conformado por humedales construidos, en el que se emplean plantas ornamentales como aves del paraíso, anturios, alcatraces y azucenas. Ha demostrado ser apto para el tratamiento de agua residual sanitaria proveniente de departamentos del campus III del Instituto de Ecología, A.C.	Remociones de 96-97% de amonio en zeolita y de 68-70% en la grava y 60-80% de remoción de la materia orgánica y bacterias coliformes en ambos sustratos.



Tabla 3. Continuación

Proyecto	Institución	Breve Descripción	Beneficios y/o ventajas
Proceso Anaerobio (patente) para el Tratamiento de Aguas Residuales utilizando Pantanos Artificiales (ADIAT, 2019)	Empresa privada Wetlands de México y Asociados S.A. de C.V.	Consiste en una serie de procesos naturales que combina un sistema anaerobio con pantanos artificiales de flujo subterráneo un proceso básicamente integrado de cinco fases en las cuales se realiza la depuración de aguas residuales domésticas utilizando medios naturales que pueden aplicarse para caudales de agua, desde una casa habitación hasta municipios.	Eficiencias mayores al 85 %, con un costo de operación y mantenimiento bajos.
Atzintli. (IAGUA, 2018)	Colaboración entre la Universidad Nacional Autónoma de México y la Universidad de Newcastle.	Sistema a escala piloto para el tratamiento de agua que se basa en un consorcio en el que predominan las microalgas.	De acuerdo con Orta (2021) este sistema requiere menos energía para limpiar el agua, además de reducir las emisiones de carbono. Australia, Portugal y España cuentan con sistemas similares que demuestran ser una alternativa a considerar.
Sistema de biofiltro empacado con material Orgánico (Estrada, 2017)	Instituto mexicano de tecnología del Agua.	Biofiltro conformado de astillas de madera de Ficus Benjamina (árbol siempre verde y de gran abundancia en el estado de Morelos).	Remoción de materia orgánica (como DQO) y nitrógeno amoniacal (N-NH ₄), 90% y 99% respectivamente. Aplicable en zonas donde Ficus Benjamina es abundante.
Proyecto "Familia Rural Inteligente" (Premios Latinoamérica Verde, 2018)	Proyecto de intervención social-Finalista premios latinoamérica verde 2018	Sistema integral que incluye biofiltro para reuso de agua en Huertos.	Solución a los problemas de disponibilidad del agua, de saneamiento en comunidades Rurales de Amealco, Querétaro.



Tabla 3. Continuación

Proyecto	Institución	Breve Descripción	Beneficios y/o ventajas
Tecnología Atla (UVM, 2016); (BID, 2016)	Empresa privada CPlantae	Sistemas que incorporan humedales artificiales con plantas y microorganismos, y filtros de lombrices	No generan lodos, residuos tóxicos ni olores. (CPlantae, 2021). Su instalación y operación es de bajo costo energético, poco mantenimiento y operación simple. Ideal para medios rurales y condiciones climáticas extremas. Genera fertilizante orgánico y agua tratada de alta calidad

Es tan evidente la necesidad que actualmente se han rebasado los límites del ámbito de la investigación y es posible encontrar oferta de sistemas descentralizados en el mercado. En el caso particular de México, hoy en día, es común que empresas particulares se dediquen a promover y comercializar este tipo de plantas de tratamiento prefabricadas, generalmente denominadas “Planta Tipo Paquete”.

A sí mismo, es notable la influencia y presencia de empresas extranjeras con sus sistemas prefabricados denominados contenerizados o portátiles, bajo el concepto “plug and play”; listos para ser instalados con apenas algunas interconexiones y en poco tiempo.

El hecho de emplear soluciones prefabricadas se desvía del objetivo general de un esquema de tratamiento descentralizado, ya que usualmente se instalan sin tomar en cuenta las características particulares del agua residual ni las condiciones del sitio. Es una práctica común, que las empresas únicamente se dediquen a reproducir y a abaratar los sistemas existentes, sin tomar en cuenta las consideraciones técnicas de diseño pertinentes; al largo plazo surgen los mismos problemas que presentan los sistemas centralizados, los sistemas se dejan de operar, presentan fallas que derivan en aumento de consumo energético y/o producción excesiva de subproductos (Fluence, 2020), principalmente, lo que provoca se pierda la confianza en este tipo de sistemas.

En consecuencia, se ha encontrado que, a pesar de la oferta, la utilización de las Planta Tipo Paquete no suele estar incorporada a los sistemas de servicios públicos, ni siquiera a los de pequeño tamaño, donde se esperaría que pudieran ser implementados (Altafin, 2020), aprovechando el agua tratada en zonas con escases de agua, para el riego de zonas verdes o en la producción de cultivos. De acuerdo con Altafin, las experiencias negativas han creado un descrédito respecto al uso de alternativas descentralizadas, provocando cierto rechazo por parte de los posibles usuarios, dejando de considerar a los nuevos desarrollos como una alternativa al tratamiento de su agua residual.



Por esta razón, es importante continuar con las investigaciones y el desarrollo de sistemas que permitan adaptarse a las necesidades específicas de cada descarga, haciendo un análisis y evaluación integral. A continuación, se presenta la teórica básica con respecto a sistemas de tratamiento de agua residual.

3.2 Generalidades sobre el tratamiento de aguas

Es bien sabido que en la actualidad casi cualquier actividad emplea agua, el extenso uso de ésta, es la principal causa de su contaminación, una vez utilizada, su uso se ve restringido ya que bajo esta condición representa riesgos a la salud, así como desequilibrio ecológico en las aguas receptoras, (Robles, 2006) generando así las denominadas aguas residuales.

Las aguas residuales tienen diversas definiciones, una definición ampliamente usada es una o la combinación de las siguientes (UNEP, 2010; EPA, 2021):

- * Efluente doméstico que consiste en aguas negras; excremento, orina y lodos fecales, y aguas grises; agua residual de la cocina y el baño.
- * Agua proveniente de establecimientos comerciales e instituciones, incluyendo hospitales.
- * Efluentes industriales, aguas pluviales y de escorrentía urbana.
- * Efluentes de agricultura y horticultura, disuelto o como materia en suspensión.

Las aguas de acuerdo con su origen se pueden clasificar en aguas residuales urbanas, domésticas o municipales y aguas residuales industriales (Pozo, 2011), según la fuente, el agua residual presenta cierta calidad en función de la cual se le aplicará un tratamiento.

El tratamiento de aguas residuales es un conjunto de procesos; físicos, químicos y biológicos, con el que se pretende remover los contaminantes presentes en el agua residual (Romero R. , 1994). Inicialmente el objetivo del tratamiento fue mejorar las propiedades del agua de manera que pudiera ser descargada sin alterar el medio ambiente.

El tratamiento involucra dos etapas, tratamiento primario y secundario, aunque en algunos casos es necesario un tratamiento avanzado. En el tratamiento primario se filtran las aguas para separar los sólidos más grandes, posteriormente se deja decantar en tanques para que sólidos y partículas de menor tamaño se depositen en el fondo, de acuerdo con Romero, se basa en principios de separación mecánica e hidráulica, a continuación, se lleva a cabo el tratamiento secundario que consiste en una serie de proceso que se encargan de reducir el contenido de materia orgánica.

En términos generales, existen procesos fisicoquímicos y procesos biológicos. Los fisicoquímicos se basan en las diferencias de algunas propiedades entre los contaminantes y el agua, tal es el caso de la sedimentación y flotación, también se pueden llevar a cabo mediante la adición de reactivos cambian la forma del contaminante a una que fácilmente se pueda separar del agua, o bien inofensiva o menos tóxica. En cambio, los procesos biológicos emplean microorganismos que se alimentan de la materia orgánica contaminante y con ello, la eliminan del agua en forma de nuevas



células o de gases, que pueden separarse más fácilmente del agua en tratamiento. Las reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en estos últimos son las mismas que se realizan en el medio natural, sólo que en forma controlada dentro de tanques o reactores y a velocidad de reacción mayor (Robles, 2006).

3.2.1 Parámetros de calidad del agua

La calidad del agua se evalúa a partir de variables físicas, químicas y biológicas (Saboni, 2007), los parámetros más comúnmente evaluados son (Pérez, 2009):

- **Sólidos totales:** El agua puede contener partículas en suspensión, sedimentables, coloidales y en disolución, en las Tablas 4 y 5 se muestra una descripción de cada una.

Tabla 4. Clasificación de los sólidos totales Clasificación de los sólidos totales (Pacheco, 2011; Metcalf & Eddy, 2004)

Sólidos totales (ST) Materia restante a la evaporación (103-105°C). Materia con presión de vapor significativa a esa temperatura no se considera sólido ya que es eliminada durante la evaporación.			
Sólidos suspendidos totales (SST) Sólidos que no logran pasar a través de un filtro de diámetro de poro específico, después de un secado a 105°C		Sólidos disueltos (SDT) Sólidos que logran pasar a través de un filtro cuyo diámetro máximo de la partícula sea de un micrómetro.	
Sólidos sedimentables Se depositan en el fondo de un cono Imhof en un tiempo de 60 minutos	Sólidos no sedimentables No se depositan en el fondo de un cono Imhof en un tiempo de 60 minutos	Sólidos coloidales Partículas de diámetro de 10^{-3} a 1 micrómetro.	Sólidos disueltos Moléculas orgánicas e inorgánicas presentes en solución con el agua.

Los sólidos de la clasificación anterior pueden a su vez dividirse en volátiles y fijos, en la Tabla 5 se muestran sus diferencias:

Tabla 5. Clasificación de sólidos volátiles y fijos (Pacheco, 2011; Metcalf & Eddy, 2004)

Sólidos Volátiles La fracción orgánica se oxida y es expulsada como gas a temperatura de $500 \pm 50^\circ\text{C}$	Sólidos Fijos Fracción inorgánica que permanece en forma de ceniza a temperatura de $500 \pm 50^\circ\text{C}$
---	--

- **Materia orgánica:** Está compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos y grasas y aceites, se mide en términos de:



- **Demanda bioquímica de oxígeno, DBO:** Cantidad de oxígeno consumido por las bacterias en la degradación de materia orgánica en condiciones aerobias. El oxígeno consumido es proporcional a la cantidad de materia orgánica presente en el agua.
Si se determina a los 5 días del muestreo se denomina DBO₅. Si el periodo de oxidación se extiende, aproximadamente a 20 días se denomina DBO_u (última). Expresa la cantidad de miligramos de oxígeno que consume la materia orgánica por cada litro de agua residual (Pacheco, 2011).
- **Demanda química de oxígeno, DQO:** Cantidad de oxígeno que se consume por oxidación de la materia orgánica contenida en una muestra líquida, suspendida o en solución por acción de un agente químico, típicamente dicromato de potasio en medio fuertemente ácido, bajo condiciones controladas. Se expresa en mg O₂/L o ppm (partes por millón) (Islas, 2011).
- **pH:** Es un parámetro importante dado que el intervalo idóneo para la existencia de la vida biológica es estrecho y crítico. Valores extremos de pH pueden originar drásticas alteraciones al ecosistema que lo presenta, además, cambios en la solubilidad de los nutrientes, formación de precipitados, etc. (Pacheco, 2011).
- **Nutrientes:** Se refiere al vertido de elementos como el fósforo y nitrógeno al agua, ya que esto produciría una vida acuática no deseada o la contaminación de aguas subterráneas en el caso de ser vertidos directamente en el suelo. Formas inorgánicas comunes del nitrógeno son amoníaco (NH₃), nitratos (NO₃⁻), nitritos (NO₂⁻) y nitrógeno molecular (N₂). El nitrógeno Kjeldahl (NTK) mide la cantidad de nitrógeno amoniacal y de nitrógeno orgánico (Camargo & Alonso, 2007).
- **Temperatura:** Su importancia se debe a la influencia que tiene sobre la vida acuática que se podría desarrollar en determinadas zonas, reacciones químicas, velocidades de reacción y transferencia de gases. Temperaturas elevadas pueden propiciar la aparición de hongos y plantas acuáticas, así como, modificación de la solubilidad, aumentando la de los sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases. Cabe señalar que un rango de 25-30°C es propicio para el adecuado desarrollo de la actividad bacteriana (Pacheco, 2011).
- **Color:** El color es un parámetro mediante el cual se pueden calificar las aguas residuales, lo que específicamente se refiere a la edad de esta (Metcalf & Eddy, 2004). En primera instancia el agua residual toma un color gris, sin embargo, cuando las condiciones hacen que la presencia de oxígeno desaparezca esta agua va adquiriendo un color más oscuro hasta finalmente llegar a negra. Este color gris o negro por lo general se debe a la formación de sulfuros metálicos (Pacheco, 2011).
- **Olor:** Según se establece en el Proyecto de Norma Mexicana PROY-NMX-AA-083-SCFI-2005 (DOF, 2021), esta propiedad es subjetiva, sin embargo, tiene un efecto significativo en la calidad del agua, ya que es un indicador del nivel de descomposición de la materia. Dependerá del metabolismo que sigan las bacterias, los medios anaerobios presentan intensos malos olores en



comparación con los aerobios, más cuando el agua residual presenta altas concentraciones de sulfatos y sulfuros (Morgan, Revah, & Robles, 2001).

- **Turbidez:** La turbidez en las aguas se debe a la presencia de material en suspensión, finamente dividido; arcillas, limos, partículas de sílice, materias inorgánicas, entre otras. Es una medida de la dispersión de la luz como consecuencia de la presencia de los materiales particulados antes mencionados (Marcó & Azario, 2004). La presencia de materia puede indicar cambios en su calidad, por ejemplo, contaminación por microorganismos y/o la presencia de sustancias de naturaleza orgánica o inorgánica. De acuerdo con Norma Oficial Mexicana NOM-AA-38-1981, Análisis de Agua-Determinación de turbiedad (DOF, 2021), la medición se realiza por medio de la comparación entre la intensidad de la luz dispersada en la muestra y la intensidad registrada en una suspensión de referencia en las mismas condiciones, la materia coloidal dispersa absorbe la luz lo cual impide su transmisión.

Las características de las descargas domésticas han sido ampliamente estudiadas, a continuación, se presenta un breve resumen al respecto.

3.2.2 Aguas residuales domésticas

Las aguas residuales domésticas son producidas en residencias y fuentes comerciales y desechadas en las alcantarillas (EPA, 2021) contienen numerosos contaminantes, entre los que se encuentran (UN-WATER, 2015):

- Nutrientes: nitrógeno, fósforo y potasio.
- Microorganismos patógenos: virus, bacterias, protozoos y helmintos.
- Metales pesados: cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plomo y zinc.
- Contaminantes orgánicos: hidrocarburos poliaromáticos y pesticidas.
- Componentes orgánicos biodegradables.
- Micro-contaminantes: agentes de limpieza, medicamentos y cosméticos.

Generalmente, la corriente de aguas residuales está compuesta del 99 % de agua y un 1% de sólidos suspendidos, partículas coloidales y sólidos disueltos. La composición típica de los residuos secos de las aguas residuales presenta las siguientes proporciones (Rojas R. , Sistemas de tratamiento de aguas residuales, 2002):

- Materia orgánica: 50%, mineral: 50%.
- Materia sedimentable: 20%, no sedimentable: 80%.
- Materia sedimentable orgánica: 67%, mineral: 33%.
- Materia no sedimentable orgánica: 50%, mineral: 50%.

La materia mineral deriva de los subproductos desechados durante las actividades cotidianas mientras que la materia orgánica proviene directamente de la actividad humana y está compuesta por materia rica en carbono, proteínas y grasas.



Las proteínas constituyen del 40 al 50% de la materia orgánica y están constituidas por los complejos de aminoácidos y proporcionan la mayor parte de los nutrientes bacterianos.

- 50-60% se encuentran disueltas
- 20-30% se encuentran en la fracción sedimentable

La materia rica en carbono está compuesta por hidratos de carbono que a su vez están formados por almidones y azúcares, que son fácilmente degradables, así como celulosa.

- 50-60% se encuentran disueltas
- 20-30% se encuentran en la fracción sedimentable

Los principales contaminantes contenidos ya sea como materia orgánica o mineral, son agrupados como:

- Materia orgánica con grado variable de biodegradabilidad.
- Compuestos nitrogenados de origen orgánico y/o mineral.
- Compuestos fosforados de origen mineral.
- Microorganismos compuestos por organismos saprofitos y patógenos tales como helmintos, protozoos, bacterias y virus.

La composición típica de las aguas residuales depende de las características socioeconómicas de las comunidades de donde proviene y del número y tipo de unidades comerciales e industriales de dicha comunidad (UN-WATER, 2015; FCEA, 2021), sin embargo, una aproximación de la composición de dicha agua se presenta en la Tabla 6:

Tabla 6. Composición típica de tres clases de aguas residuales domésticas (Rojas, 2002; Henze, 2008).

Concentración[mg/L]			
Parámetro	Bajo	Medio	Alto
Sólidos totales	350	700	1200
• Disueltos	250	500	850
▪ Fijos	145	300	525
▪ Volátiles	105	200	325
• En suspensión	100	200	350
▪ Fijos	30	50	75
▪ Volátiles	70	150	275
• Sólidos sedimentables [mL/L-h]	5	10	20
• DBO (5 días @ 20 °C)	100	200	300
• DQO	190	380	570
• Nitrógeno total	20	40	85
▪ Orgánico	8	15	35
▪ Amoniacal	12	25	50
• Alcalinidad (CaCO₃)	50	100	200



En conjunto, estos contaminantes confieren al agua algunas características (Rojas R, 2002):

- Mal olor: Causados por la descomposición anaeróbica de la materia putrescible.
- Toxicidad: Algunos compuestos orgánicos e inorgánicos tienen efectos negativos sobre la flora y fauna.
- Infecciosa: Por la presencia de microorganismos patógenos confiere al agua la propiedad de transmitir enfermedades de origen hídrico.
- Mala estética: Alteración de la apariencia física.

De manera global, el problema más común con respecto a la calidad del agua que deteriora considerablemente sus usos benéficos es la eutrofización (UNESCO, 2016), como resultado de las grandes cantidades de nutrientes, principalmente fósforo y compuestos de nitrógeno contenidos.

- Una vez producidas las aguas residuales, derivadas de la actividad diaria del hombre, éstas son recolectadas en el sistema de alcantarillado para posteriormente conducir las a una planta de tratamiento de aguas residuales o a un punto de disposición final (Rojas R, 2002).

El propósito de ser enviadas a una planta de tratamiento de aguas residuales es reducir el nivel de contaminantes para su posible reusó o disposición al medio ambiente. El grado de tratamiento dependerá de su uso específico y su aplicación. A lo largo de más de cien años ha existido un extenso desarrollo científico y de procesos para el tratamiento de aguas residuales de todos los tipos. En la actualidad, existen diversos procesos para el tratamiento, de tipo aerobio, anaerobio y fisicoquímico. Varían desde el más simple hasta el más complejo y cada uno tiene sus propias características en términos de eficiencia, costo, rentabilidad, consumo de energía, producción de lodos y espacio requerido (UN-WATER, 2015).

Independientemente del proceso empleado, con el tratamiento de aguas residuales se pretende lograr una o varias de las siguientes (CONAGUA, 2009):

- Remoción de materia orgánica
- Remoción de sólidos suspendidos
- Remoción de patógenos
- Remoción de nitrógeno y fósforo
- Remoción de sustancias orgánicas refractarias como los detergentes, fenoles y pesticidas
- Remoción de trazas de metales pesados
- Remoción de sustancias inorgánicas disueltas

A pesar de que los métodos para la eliminación de los contaminantes pueden basarse en diferentes tipos de procesos, para la correcta elección del tipo de tratamiento necesario, no solo se evalúan cuestiones técnicas, si no que deben evaluarse también una serie de aspectos, que se enunciarán brevemente en la siguiente sección.



3.3 Selección del tipo de tratamiento de aguas

Como se ha venido mencionando, para la selección de una tecnología o sistema de tratamiento de aguas residuales deben considerarse múltiples factores. El tratamiento seleccionado deberá ser sustentable, es decir, durante su operación deberá contemplarse un uso bajo en insumos y energía, debe adaptarse a las condiciones del medio social y económico en el que está ubicado y debe tener el menor impacto ambiental posible (Noyola A. et al.,2013).

Al diseñar y seleccionar un plan de tratamiento se toman en cuenta diversos parámetros, los que representan mayor influencia son técnicos, económicos, administrativos, ambientales y sociales (Torres L., 2012; Servín, Sánchez, Mantilla, Montesillo & Ruiz,2013):

- Técnicos
 - Características del agua residual. La composición del agua residual recibida en las plantas de tratamiento depende una combinación de caudales de diversos orígenes, pueden provenir de sectores residenciales, comerciales o industriales. Según la complejidad de las aguas se requerirán sistemas de tratamiento específicos. Las aguas residuales de origen municipal presentan mayor homogeneidad en términos de composición por lo que se tratan con relativa facilidad.
 - Uso o disposición final del agua tratada. Es necesario definir el destino final del agua tratada en función del ámbito legal y las necesidades de tratamiento y requerimiento del agua. Cada tipo de planta de tratamiento tiene la posibilidad de ofrecer efluentes con calidad distinta dependiendo del uso al que esté destinado o según la norma de descarga requerida por el cuerpo receptor.
 - Diversidad de oferta tecnológica. Existen en el mercado del tratamiento de aguas residuales una amplia gama de ofertas tecnológicas. Al establecer el tipo de tecnología requerido es posible determinar las eficacias de tratamiento del agua residual y sus requerimientos en cuanto a energía e insumos en general, independientemente de la marca comercial.
 - Tratabilidad y operación del sistema. El control y operación de plantas pequeñas se ve facilitado en comparación con las grandes plantas debido a que pequeños caudales presentan mayor homogeneidad cuantitativa y cualitativa teniendo un impacto directo en el abatimiento de picos de carga hidráulica.
 - Bombeo. El tratamiento de flujos grandes requiere alto consumo de energía, de igual manera, cuando las características topográficas no son las ideales para instalar un sistema de conducción por gravedad. Las distancias de traslado varían de acuerdo con el tipo del sistema empleado, los sistemas descentralizados presentan distancias más cortas que los sistemas centralizados, por lo que el bombeo en el caso de las primeras se ve reducido.



- Económicos.
 - Capacidad ociosa. Algunos sistemas de tratamiento se ajustan mejor a las crecientes necesidades de tratamiento, lo que permitiría operar a la capacidad instalada de las plantas.
 - Inversión. Es considerado uno de los elementos más importantes a la hora de la selección, se favorecerá la aplicación del proceso que además de cumplir con la calidad del agua requerida sea el de más bajo costo.
 - Costos de Operación y mantenimiento. Es importante visualizar un horizonte de largo plazo correspondiente con la vida útil de la planta de tratamiento ya que se preferirá aquel que al igual que tiene bajo costo de inversión tenga el más bajo costo de operación y mantenimiento ya que éste es un aspecto limitante cuando se habla de la continuidad en el tratamiento del agua.
 - Reúso. Según la calidad deseada del efluente están implicados distintos gastos; de operación, instalación, consumo de productos químicos, etc.
 - Requerimientos de insumos, tales como energía eléctrica y reactivos químicos, éstos se dan en función de las tecnologías seleccionadas para integrar el sistema de tratamiento y, por consiguiente, el costo de operación.
- Administrativos
 - Planeación. Cuando se decide por la construcción de plantas de gran tamaño difícilmente se pueden cambiar sus características, en cuanto al método de tratamiento. Existen procesos que son más compactos y requieren menos área, un aspecto de importancia sobre todo en lugares donde el terreno es caro, escaso y no viable topográficamente. Hay plantas que permiten modificar totalmente su diseño, la mayoría de los casos corresponden plantas en sistema descentralizado.
 - Administración de recursos. Las plantas, dependiendo de su propósito requieren personal en sus centros de trabajo, personal para mantenimiento y capacitado para la operación de plantas específicas. Se recomienda que, en plantas pequeñas y medianas, se seleccionen procesos con un requerimiento mínimo de mano de obra para su operación y mantenimiento, sin incurrir en demasiada automatización lo que se reflejaría en elevados costos y en mantenimiento especializado.
- Ambientales
 - Impacto social. Construir una planta de tratamiento y considerar su ubicación no es tarea fácil, se necesita encontrar el terreno adecuado y la superficie requerida según el tipo de tratamiento designado. Además, la construcción de una planta de tratamiento podría generar resistencia social como respuesta a las posibles molestias que se pudieran ocasionar.
 - Medio ambiente. Algunas plantas presentan la desventaja de generar malos olores y mal aspecto a la zona donde se ha localizado, por lo que es importante minimizar estos aspectos.



- Adaptación de la infraestructura de saneamiento ante el cambio climático. Al presentar un proyecto de saneamiento, éste deberá incorporar medidas de adaptación al cambio climático, es decir, prevención ante incrementos de lluvia y escorrentía y periodos de sequías. Debe realizarse el correspondiente análisis de vulnerabilidad de los componentes del sistema frente a las posibles amenazas a las que está expuesto.
- Sociales
 - Durante la selección de plantas de tratamiento es importante involucrar a todos los interesados; trabajadores, comunidad local, proveedores, gobierno, etc. Es esencial la combinación de educación comunitaria y participación pública que permitan mediante la opinión y conocimiento de sus necesidades generar un proyecto beneficioso.

La selección de la opción más adecuada se hace con base en un estudio individual de cada caso, es necesario un análisis, que cuente con un predimensionamiento de cada opción con el fin de obtener requerimientos de área, demanda de energía, costo de inversión, costos de operación por metro cúbico de agua tratada. Dicha evaluación debe llevarse a cabo para las mismas condiciones de caudal y calidad. La determinación de los parámetros de calidad del agua se lleva a cabo en función de la normatividad aplicable vigente.

Teniendo en cuenta los criterios previamente mencionados, es posible la toma de decisiones respecto al tipo de proceso a seleccionar de acuerdo con las diferentes necesidades existentes.

Dado que existen diversas clasificaciones para el tratamiento de las aguas residuales: por niveles, por operaciones y procesos, por grado de complejidad y tratamiento (Ver en [3.4 Tipos de tratamiento de aguas residuales](#)), en todos los casos, una adecuada selección y combinación permitirá dar cumplimiento a los requisitos del tratamiento (Noyola, 1998).

3.4 Tipos de tratamiento de aguas residuales

A continuación, se presenta un resumen de las principales etapas involucradas en un tren de tratamiento completo.

3.4.1 Pretratamiento

Es la primera operación a la que se someten las aguas residuales, consiste en la eliminación de la materia de gran tamaño; trapos, palos, plásticos, arenas, sólidos en suspensión de alta densidad y tamaño, objetos metálicos, piedras, entre otros, que son arrastrados por el agua a la red de colectores. Tiene como fin inmediato la protección de equipos mecánicos dinámicos localizados en etapas posteriores (Sainz, 2005). Sus principales características se muestran en la Tabla 7.



Tabla 7. Características del pretratamiento de aguas residuales (Torres, 2012; Pozo, 2011)

Mecanismos predominantes	Contaminantes removidos	Eficiencia de remoción
Físico	Sólidos de gran tamaño (basuras, arenas) y grasas	SS <10%, DBO<10%, Coliformes~0% y Nutrientes~0%

Ejemplos del equipo empleado (Manahan, 2007; Campos, 2000):

- * Rejas
- * Trituradoras
- * Tanques de homogeneización
- * Desarenadores

3.4.2 Tratamiento primario

Posterior al pretratamiento, se requiere de una segunda etapa cuyas características de mencionan en la Tabla 8.

Tabla 8. Características del tratamiento primario de aguas residuales (Torres, 2012; Pozo, 2011)

Mecanismos predominantes	Contaminantes removidos	Eficiencia de remoción
Físico y/o químico	Sólidos suspendidos sedimentables y materia orgánica suspendida	SS: 40-50%, DBO: 25-35% Coliformes: 30-40%, Nutrientes<20%

Ejemplos de procesos empleados (Sainz, 2005; Campos, 2000; Torres, 2012):

- * Sedimentación primaria
- * Precipitación química
- * Flotación por aire disuelto

3.4.3 Tratamiento Secundario

La finalidad del tratamiento secundario, en el cual se centra el presente trabajo y que se profundizará más adelante, en **3.5.1 Procesos Biológicos**, es remover la materia orgánica que no pudo ser eliminada en el tratamiento primario, de igual manera, retirar cantidades adicionales de sólidos orgánicos en suspensión. Generalmente se llevan a cabo por medio de procesos biológicos, aunque procesos fisicoquímicos pueden ser empleados (Campos, 2000).

El principio parte de lo que ocurre en ríos, lagos o suelos de manera natural; los microorganismos contenidos en el agua consumen la materia orgánica y generan nuevo material celular o gas; bióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), nitrógeno amoniacal (NH₃), nitratos (NO₃²⁻) (Calderón, 2001). Su objetivo es remover sólidos coloidales que no se sedimentan de manera natural (CONAGUA, 2009), las principales características se resumen en la Tabla 9.



Tabla 9. Características del tratamiento secundario de aguas residuales (Torres, 2012; Pozo, 2011)

Mecanismos predominantes	Contaminantes removidos	Eficiencia de remoción
Biológico o fisicoquímico	Sólidos no sedimentables, materia orgánica suspendida soluble, nutrientes y patógenos (parcialmente).	SS: 60-99%, DBO: 60-99%, Coliformes:60-99%, Nutrientes: 10-50%

Algunos ejemplos de tecnologías para el tratamiento secundario son lodos activados, filtros percoladores, lagunas de estabilización y biodiscos, entre los reactores aerobios y reactor anaerobio de flujo ascendente y reactor de manto de lodo granular expandido, entre los reactores anaerobios (Pozo, 2011).

3.4.4 Tratamiento terciario

Se trata de un tratamiento complementario, aplicado para la eliminación de contaminantes específicos, así como para efluentes que aún después del tratamiento secundario presentan valores elevados de DQO y DBO (Rojas R, 2002). El grado del tratamiento terciario dependerá del uso final del efluente, suele emplearse con el objetivo de reducir el contenido de microorganismos hasta una concentración inocua, eliminar los fosfatos para evitar la eutrofización de las aguas receptoras, eliminar compuestos nitrogenados, desinfectar y eliminar patógenos y parásitos (Campos, 2000).

Tabla 10. Características del tratamiento secundario de aguas residuales (Torres, 2012; Pozo, 2011)

Mecanismos predominantes	Contaminantes removidos	Eficiencia de remoción
Químico o biológico	Contaminantes específicos, materia orgánica fina y soluble y principalmente patógenos (bacterias, virus, protozoos y huevos de helmintos).	SS: >99%, DBO: >99%, Coliformes: >99.9%, Nutrientes: >99%

El uso de desinfectantes en esta etapa es común, lo más utilizados son: cloro, bromo, yodo, ozono y peróxido de hidrógeno, e incluso, luz ultravioleta y radiación. De manera general, los desinfectantes deben poseer las siguientes características (Sainz, 2005):

- Persistir en el agua desinfectada con la concentración suficiente para proporcionar una protección contra una posible contaminación.
- Bajo costo.
- Fácil de almacenar, transportar, manipular y no ser tóxicos ni de sabor desagradables.

3.5 Tratamiento Biológico

Como se introdujo en la sección anterior, el tratamiento secundario consiste en eliminar la materia orgánica biodegradable por medios biológicos y fisicoquímicos, medida como DBO, COT o DQO, prefiriéndose los primeros debido a su bajo costo y alta eficacia de remoción (Noyola A. et al.,2013).



Por realizarse los primeros mediante microorganismos es que reciben su nombre, y suponen sencillamente la aplicación de las leyes naturales de autodepuración que tienen lugar en las fuentes de descarga, controlando las condiciones bajo las que se lleva a cabo (Sainz, 2005).

3.5.1 Procesos Biológicos

Durante el proceso los contaminantes presentes en el agua residual son transformados por microorganismos en materia celular, energía para su metabolismo y en otros compuestos orgánicos e inorgánicos, formando flóculos, que son retirados fácilmente del agua tratada por medio de sedimentación.

Los procesos biológicos se clasifican de diferentes maneras, una de ellas es según el metabolismo que sigan los microorganismos en procesos aerobios y anaerobios, es decir, en presencia y ausencia de oxígeno disuelto, respectivamente. De acuerdo con Noyola (2013) una característica del proceso aerobio es que tiene una baja tasa de síntesis bacteriana, o sea que presenta una baja producción de lodos de desecho. Por otra parte, el proceso aerobio, una mayor cantidad de energía del sustrato es utilizada para la síntesis celular, generando así mayor cantidad de biomasa como lodo no estabilizado, incrementando su dificultad técnica lo que afecta directamente el costo del tratamiento.

Un esquema simplificado del flujo de energía del sustrato según el tipo de metabolismo llevado a cabo se muestra en la Figura 2.

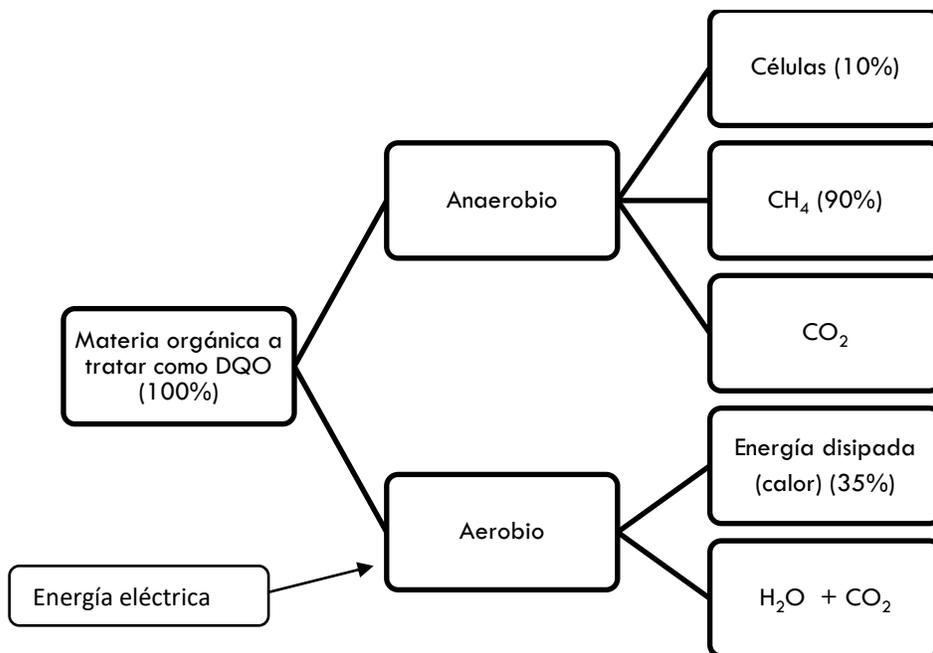


Figura 2. Esquema del flujo de energía contenida en el sustrato en función del tipo de metabolismo. Caso de sustrato fácilmente biodegradable (Noyola A. et al., 2013).



3.5.2 Factores que afectan a los procesos biológicos

En seguida se presentan los principales factores que afectan el tratamiento de aguas residuales cuando éste, se lleva a cabo por medio de procesos biológicos (Sainz, 2005; CONAGUA, 2015; Nodal, 2000).

3.5.2.1 Características de la materia orgánica

La posibilidad de estabilizar la materia orgánica depende principalmente de la estructura de la materia orgánica que se desea eliminar de las aguas residuales, es decir, de su biodegradabilidad. Existen compuestos útiles como fuente de alimentación para los microorganismos, o sea que son fácilmente biodegradados.

Tanto las aguas residuales domésticas como las industriales generadas a partir del uso de productos naturales, como en el sector agroalimentario y ganadero son fácilmente biodegradables, aunque hay que considerar algunas excepciones, así mismo, se debe tomar en cuenta la adaptación de los microorganismos al medio. Mediante una apropiada aclimatación los microorganismos serán capaces de producir el metabolismo de sustancias que se habían considerado no biodegradables.

3.5.2.2 Microorganismos presentes

Las bacterias unicelulares heterótrofas son en mayor proporción los organismos responsables de los procesos biológicos, aunque también intervienen hongos, algas, protozoos y rotíferos. Las bacterias pueden desarrollarse en medio aerobio, anaerobio o en ambos, están compuestas por 80% agua, 18% materia orgánica y lo restante son compuestos orgánicos. Su reproducción ocurre por división de la bacteria madre en dos nuevas bacterias hijas. Las fases de crecimiento de una población bacteriana son:

- Adaptación al medio
- Crecimiento exponencial
- Fase estacionaria
- Decaimiento

Después de las bacterias hay que considerar a los hongos, plantas multicelulares heterótrofas y no fotosintéticas, bajo determinadas condiciones ambientales podrían desempeñar un papel importante en la estabilización de la materia orgánica. En condiciones extremas; pH bajo, cuando hay déficit de nitrógeno o la concentración de oxígeno disuelto es mínima, los hongos son capaces de metabolizar la mayor parte de los compuestos orgánicos.

3.5.2.3 Nutrientes y oligoelementos

La ausencia de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo impide la síntesis o formación de nuevos microorganismos durante las reacciones bioquímicas, de igual forma, la presencia de oligoelementos como el azufre, sodio, potasio, magnesio, calcio, hierro, entre otros, son imprescindibles en las reacciones de síntesis, en comparación con los nutrientes, éstos son



requeridos a nivel traza. Generalmente las aguas residuales domésticas cuentan con las cantidades necesarias de dichos componentes, lo que permite el desarrollo adecuado de los procesos bioquímicos, en el caso de aguas cuya composición no contenga estos elementos se requiere la adición de sales.

Como se mencionó anteriormente, la composición de las aguas residuales es variable, sin embargo, los siguientes valores se consideran como representativos:

- Metabolismo aerobio
 - 43 g de N/kg de DBO eliminado
 - 4.5 g de P/kg de DBO eliminado
- Metabolismo anaerobio
 - 1-5 g de N/kg de DBO eliminado
 - 0.5-1 g de P/kg de DBO eliminado

Cabe mencionar que corresponden al proceso de lodos activados, que es uno de los más empleados.

3.5.2.4 Temperatura

La mayoría de las reacciones que involucran microorganismos se ven influidas por el aumento de la temperatura, el efecto más importante que se presenta es que la velocidad de reacción aproximadamente se duplica por cada aumento de 10 °C. Así mismo, la concentración de oxígeno disuelto se ve afectado, al aumentar la temperatura la solubilidad de éste disminuye y en consecuencia también disminuyen las cantidades disponibles.

3.5.2.5 pH

El pH influye en varios aspectos, la velocidad de reacción es uno de ellos. Los microorganismos se desarrollan a un pH entre 6.5 y 8.5, trabajar bajo esta condición permite asegurar que son las bacterias las encargadas de la estabilización de la materia orgánica, con pH más bajo o muy alto, los hongos predominan sobre las bacterias por lo que se considera que son éstos los responsables de la estabilización. En promedio el pH del agua residual doméstica es 7.5.

3.5.2.6 Tóxicos e inhibidores

La presencia de hidrocarburos clorados, fenoles, sulfuros y compuestos de amonio cuaternario, por ejemplo, implican la muerte de los microorganismos, impidiendo así el tratamiento de las aguas residuales.

3.5.3 Procesos Aerobios

La principal característica de este tipo de procesos es que la asimilación de la materia orgánica biodegradable ocurre en presencia de oxígeno disuelto. El mecanismo de la oxidación biológica aerobia ocurre de acuerdo con la siguiente reacción (Sainz, 2005):



Los productos finales del proceso aerobio hacen que el efluente de una planta que emplea el tratamiento biológico sea estable.

Existen múltiples procesos en los sistemas de tratamiento vía aerobia, éstos pueden ser de biomasa fija o biomasa suspendida como se puede ver en la Figura 3.

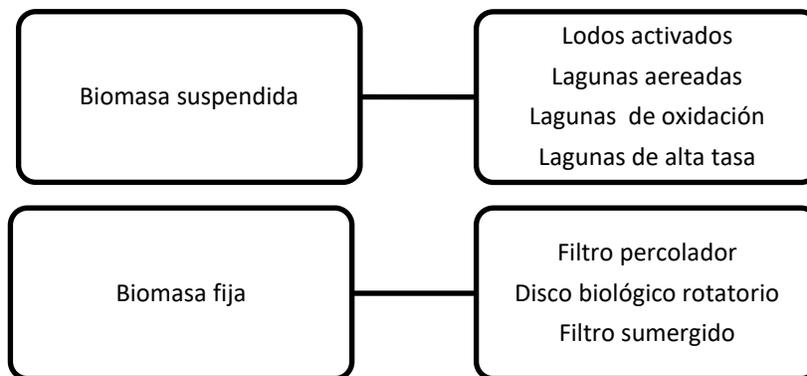


Figura 3. Clasificación de los procesos de tratamiento de aguas residuales en función de la forma de agregación de la biomasa (Robles, 2006).

3.5.3.1 Tratamiento en función de la forma de agregación de la biomasa

Como se ha mencionado reiteradamente, el tratamiento biológico implica la presencia de microorganismos, responsables del proceso, éstos pueden encontrarse en mezcla con el agua a tratar o se mantienen dispersos en el seno del líquido residual.

El proceso de lodos activados que es el más empleado para el tratamiento de aguas residuales correspondiente a un tratamiento de biomasa suspendida, ha sido de extenso uso gracias a sus múltiples ventajas; versatilidad, alta eficiencia, es el proceso más conocido y estudiado, no obstante, presenta algunos inconvenientes; alto costo de inversión y de operación, además, debido a que los lodos que contienen el medio microbiano se encuentran en contacto directo con el agua residual, cualquier condición desfavorable al medio como variaciones importantes en el pH o la presencia de agentes tóxicos provocan daños y desajustes en el medio soporte lo que implica la posible pérdida del mismo. Para evitar estos inconvenientes se han estudiado y generado alternativas en las que la biomasa que se encuentra en medios fijos o estacionarios como una biopelícula (Rocha, 2008).



3.6 Tratamiento con Biopelícula

Como se muestra en la sección **3.1.1 Contexto Nacional** hay una variedad de procesos de tratamiento de aguas residuales que se basan tanto en la remoción física y química de los contaminantes y ofrecen distintos grados de eficacia además de presentar ventajas y desventajas medioambientales y económicas. No obstante, los sistemas biológicos se han ido consolidado con el paso del tiempo, ya que ofrecen bajos costos operativos, facilitan la operación y tienen efectos comparativamente menos dañinos en el entorno correspondiente (Sehar & Naz, 2016). En esta misma sección, se evidenció que las plantas de tratamiento convencionales; cuyo uso se ha afianzado con el paso del tiempo, son insuficientes para tratar el total del volumen de agua residual generado, además de que no son capaces de eliminar los contaminantes por completo, por lo que, desde hace algunos años, se están explorando ampliamente enfoques de tratamiento más productivos e innovadores. Entre los procesos biológicos emergentes o innovaciones en desarrollo, el tratamiento de aguas residuales mediado por biopelículas bacterianas ha mostrado muchas ventajas en comparación con otras tecnologías de este tipo (Maurya & Raj, 2020).

3.6.1 Importancia de los procesos de biopelícula

Al examinar piedras u otros objetos sumergidos en un río enriquecido o en la pared de una alcantarilla, se encontró que los microorganismos colonizan fácilmente casi cualquier superficie siempre que estén presentes suficientes nutrientes.

Este principio se ha utilizado en sistemas de crecimiento de biopelícula, donde la biomasa microbiana está presente como una película que crece en la superficie de un medio inerte y sólido. Muchos microorganismos tienen la tendencia natural a adherirse a superficies y crecer sobre ellas (Robinson, Mak, & Trevan, 1986), esta característica ha sido explotada para inmovilizar células en medios de soporte diferente (Lapo, 2014). La purificación se logra cuando las aguas residuales se ponen en contacto con esta película microbiana.

El contacto requerido entre la película y el agua residual se logra en la mayoría de los sistemas de biopelícula al permitir que el agua residual pase sobre el medio estacionario en el que se ha desarrollado ésta (Ibrahim, Qiang, Al-Rekabi, & Qiqi, 2012). Estas biopelículas crecen en los medios de soporte al alimentarse de la materia orgánica y los nutrientes de las aguas residuales que fluyen sobre ellas. La inmovilización de diferentes microorganismos en medios de soporte ha permitido el desarrollo de nuevas tecnologías debido a su alta concentración de biomasa, una alta actividad metabólica y gran resistencia a la toxicidad (Lapo, 2014).

La tecnología de biopelículas ha ido ganando popularidad a lo largo de los años, principalmente porque muchas plantas de tratamiento de aguas residuales, que aún se utilizan en el proceso convencional de lodos activados, presentan algunas fallas cuando aumentan sus cargas hidráulicas y orgánicas (Ibrahim, Qiang, Al-Rekabi, & Qiqi, 2012).



El uso de sistemas biológicos en soporte fijo ha despertado un creciente interés principalmente porque comparado con los sistemas convencionales, se puede tratar mayor volumen de agua residual, así como, estos sistemas pueden ser operados a altas concentraciones de biomasa dentro del reactor. De igual forma, la limitación de espacios al momento de instalar plantas de tratamiento de agua residual obliga a desarrollar nuevos sistemas que permitan incrementar la capacidad de tratamiento por unidad de área construida, lo que abre una ventana de oportunidad para los sistemas que utilizan el crecimiento por biopelículas.

3.6.2 Generalidades sobre biopelícula

Además de los motivos antes mencionados, los sistemas con biopelícula han cobrado importancia debido a la concentración de biomasa, ya que en una biopelícula consigue ser diez veces mayor que la concentración en cultivo suspendido (Li A., 2013), asimismo, proporciona mayor adherencia dentro del sistema, aumentando la tasa de crecimiento, incrementando la actividad metabólica y generando resistencia a la toxicidad (Vargas, Calderón, Velásquez, Castro, & Nuñez, 2019).

De acuerdo con Gómez (2020) las biopelículas: son comunidades de microorganismos que se desarrollan por una matriz extracelular que les permite la adhesión sobre superficies vivas e inertes, para garantizar que el lapso de contacto sea más largo e inalterado, los microorganismos deben ser paralizados por portadores (Adabju, 2013), a medida que las aguas residuales pasan a través la superficie del soporte, se lleva a cabo la oxidación biológica y la conversión.

La función del portador, también conocido como soporte o relleno, es brindar una superficie que propicie la adhesión de microorganismos y el desarrollo de una biopelícula activa, al mismo tiempo que garantice el atrapamiento en los espacios vacíos del reactor, evite obstrucciones y la formación de zonas muertas (Lapo, 2014). Debe proporcionar la base necesaria para la unión de microorganismos inmóviles, principalmente bacterias y hongos.

Los organismos móviles, tanto micro como macroscópicos, viven dentro de los intersticios, alimentándose y controlando la biopelícula acumulada.

3.6.2.1 Desarrollo de la biopelícula

Los procesos metabólicos básicos de los sistemas de lodos activados y los de biopelícula son los mismos. Las principales diferencias se basan en la forma de retener la biomasa dentro del reactor y en los fenómenos de transporte de los sustratos.

En los sistemas de lodos activos es necesario separar la biomasa en suspensión del agua efluente y recircularla al reactor para mantener cierta concentración. En cambio, en los sistemas de biopelícula no se requiere un sedimentador para retener la biomasa, ya que ésta no es arrastrada por el flujo de agua. El concepto esencial del sistema con biopelícula es utilizar soportes de pequeño tamaño con una alta superficie específica, de forma que se produce tanto biodegradación como retención de sólidos (Tejero, Esteban-García, De Florio, Diéz, & Lobo, 2012).



La formación de una biopelícula comienza con la acumulación de nutrientes en una superficie debido a la porosidad del material, a las interacciones electrostáticas, a fenómenos de adsorción y a factores electroquímicos, que permiten el aumento de la concentración de nutrientes (Lapo, 2014).

El desarrollo de la biopelícula tiene varias etapas, que incluyen el transporte de células y nutrientes al sustrato, la unión de las células al sustrato, el crecimiento y otros procesos metabólicos y el desprendimiento de partes de la biopelícula (Forde, 2014). Se desarrollará en la mayoría de las superficies sujetas a un flujo de líquido y es el resultado de varios factores químicos y biológicos.

Hay cinco etapas principales en el crecimiento de una biopelícula (Sehar & Naz, 2016; Naz, Sehar, Perveen, Saroj, & Ahmed, 2015; Forde, 2014):

1. Fijación inicial

Transporte y absorción de las moléculas orgánicas y células microbianas a la superficie. Se lleva a cabo la unión inicial de microorganismos planctónicos con la exposición de una superficie a un medio acuoso.

2. Fijación irreversible

Adhesión del microorganismo a la superficie Se efectúa de forma irreversible tras la producción de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) mediadas por microorganismos, ya que los grupos polihidroxilo colonizan las bacterias en la superficie mediante enlaces de hidrógeno.

3. Maduración I

Transformación microbiana, derivada del crecimiento y producción de exopolímeros. Ocurre la formación de microcolonias monocapa en la superficie fija debido a la replicación de los primeros colonizadores

4. Maduración II

Maduración de la biopelícula en una disposición tridimensional mediante la unión de desechos del entorno adyacente y mediante el empleo de nuevas bacterias planctónicas.

5. Dispersión y desprendimiento

Expansión de la biopelícula. Se produce mediante procesos activos y pasivos en los que las células de la biopelícula convierten libremente bacterias planctónicas nadando a través de un mecanismo de señalización de célula a célula, y finalmente el desprendimiento parcial de la biopelícula causado por el esfuerzo cortante del fluido.

En los procesos de formación y maduración de las biopelículas, las capas se tornan únicas, tanto en estructura como en arquitectura. Los factores abióticos, como el pH, la temperatura, la



concentración de nutrientes, la viscosidad del medio y la concentración de oxígeno disuelto determinan el tipo de distribución de la biopelícula (Lapo, 2014).

Las características del medio soporte de la biopelícula son relevantes durante las primeras etapas de crecimiento de ésta, ya que influyen en la velocidad de formación y distribución de las especies dentro de la biopelícula. A mayor porosidad, mayor protección para los microorganismos contra los esfuerzos cortantes y contra la abrasión. Lapo menciona que el material soporte debe evitar las obstrucciones y la formación de zonas muertas, más adelante se profundizará en el tema.

Las biopelículas de aguas residuales sanitarias, en la etapa inicial, generalmente tienen aspecto gelatinoso, con coloración grisáceas y pueden presentar algunas zonas blancas que se atribuye a la presencia de bacterias filamentosas. Las biopelículas de las últimas etapas son más compactas que en la etapa inicial, son delgadas y presentan color marrón y a veces, rojizo (Ibrahim et al., 2012).

Algunos estudios (Picioleanu, Van Loosdrecht, & Heijnen, 1999) y (Lapo, 2014) plantean que la forma de crecimiento de una biopelícula resulta en heterogeneidades, desde su arquitectura, agregados, promontorios o incluso micro colonias de mayor complejidad que generan formaciones con apariencia de tallos, o según el entorno, pueden ser:

- Heterogeneidad geométrica, de acuerdo con: espesor, rugosidad, porosidad y cobertura superficial.
- Heterogeneidad química, debida a diversidad de solutos; nutrientes e inhibidores, gradientes de oxígeno y pH, así como debido a la diversidad de reacciones.
- Heterogeneidad biológica, por la diversidad de especies microbianas y su distribución en los espacios, densidad celular y diversidad metabólica.
- Heterogeneidad física, por la densidad, permeabilidad, viscosidad, fuerza, presencia de sólidos abióticos y las propiedades magnéticas y eléctricas del sustrato.
- Heterogeneidad electroquímica, debida a la diferencia de potencial, propiedades conductivas, distribución de cargas y sitios activos.

Sehar & Naz (2016) reportan que las sustancias poliméricas extracelulares ayudan en la formación de una red similar a un gel que mantiene unidas a las bacterias en biopelículas debido a la formación de puentes con cationes multivalentes e interacciones hidrofóbicas. Además, las EPS también provocan la adherencia de las biopelículas a las superficies, la floculación y la granulación, protegen a las bacterias de las condiciones ambientales nocivas y permiten que las bacterias capturen los nutrientes de la superficie

3.6.2.2 Flujo de sustrato hacia la biopelícula

En los sistemas con biopelícula, la materia orgánica presente en el agua residual debe ser transportada al interior celular antes de que pueda ser degradada por los microorganismos que forman la biopelícula, por lo que se requiere de un gradiente de concentración para producirse, debido a lo anterior, la concentración de sustrato alrededor de los microorganismos es menor que la concentración en la fase líquida (Lapo, 2014).



Dado que la tasa de crecimiento celular y utilización de sustrato están determinadas por la concentración de sustrato circundante, es necesario combinar el transporte de masa con las reacciones de transformación al modelar los sistemas con biopelícula. La difusión, es el fenómeno de transporte de masa considerado en la cinética de reacción.

El área de la superficie donde no se experimenta flujo turbulento se conoce como capa límite, dentro de esta área, se ha demostrado que la velocidad del flujo es insuficiente para eliminar las biopelículas. El área fuera de esta capa se caracteriza por altos niveles de flujo turbulento e influye en la unión de las células a la superficie. El tamaño de la capa límite depende de la velocidad del flujo del agua. A altas velocidades, la capa límite disminuye de tamaño y las células quedan expuestas a un alto nivel de turbulencia (Sehar & Naz, 2016). Según menciona Lapo (2014) las condiciones hidrodinámicas pueden influir en la formación, estructura, producción de sustancias poliméricas extracelulares, espesor, masa y actividades metabólicas de las biopelículas.

El espesor de una biopelícula es influenciado por varios factores, entre los que destacan el flujo, el material del soporte y el diseño del sistema de tratamiento. El espesor de la biopelícula se encuentra en el rango de micrómetros a centímetros, con un promedio de un milímetro. No toda la biopelícula generada es activa, sin embargo, la actividad incrementa con el espesor.

La distribución espacial de los componentes que conforman la matriz de la biopelícula influye en las funciones de la biopelícula y en su relación con el medio ambiente acuático inmediato. Esto, a su vez, depende de las condiciones de funcionamiento; el espesor de la biopelícula depende de la carga orgánica aplicada y de los esfuerzos cortantes aplicados (Ibrahim et al., 2012).

3.6.3 Soporte

Como se ha venido mencionando, el soporte es la unidad básica de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales de biopelícula, ya que provee la superficie para su crecimiento. Este soporte debe ser duradero, insoluble y resistente a productos químicos, su selección se basa principalmente en el tamaño, porosidad, densidad y resistencia a la erosión.

El soporte ideal proporciona un área de superficie específica alta, un costo bajo y una porosidad lo suficientemente alta como para evitar obstrucciones y promover la ventilación. El área superficial y la geometría de los materiales de soporte afectan las condiciones hidrodinámicas dentro del reactor y por lo tanto afectan la formación de biopelículas, lo que a su vez afecta la eficiencia de tratamiento del agua residual.

Se ha estudiado el uso de materiales naturales como astillas de madera, aserrín, paja, cáscara de arroz (Sánchez, Muñoz, & Aldás, 2019), algodón, mazorcas de maíz, algas marinas, cortezas, piedra, lava natural, piedra pómez, entre otros y también materiales sintéticos.



Actualmente, algunos investigadores (Sehar & Naz, 2016; Cong Sac, Nguyen, Nhut, Hung, & Tri, 2020) han estudiado el uso de poliestireno, caucho derivado de neumáticos, plástico, espuma, carbón activado, fibra y cerámica porosa (Cohen, 2001) y (Tchobanoglous, Theisen, & Vigil, 1998). Hay un creciente interés por los materiales sintéticos ya que a escala piloto han mostrado:

- Tener alta resistencia, garantizando un lapso prolongado en cuanto a su vida útil.
- Ser biológicamente inertes, impidiendo las diferentes reacciones de los microorganismos con el soporte (Ojeda & Buitrón, 2001).
- Poseer una porosidad y rugosidad alta, brindando la capacidad de adherencia necesaria en la biopelícula.
- Estar fácilmente disponibles en el mercado.
- Un costo económicamente bajo, generando que el proyecto sea viable (Lapo, 2014).

Lo anterior los presenta como una alternativa atractiva, sin embargo, continúan siendo investigados y adaptados (Wang & Chu, 2016) , ya que, no hay referencias suficientes en las que se demuestre son factibles a escala real.

Otra de las particularidades que se han identificado es que la degradación de bacterias inmovilizadas sobre fibras sintéticas es más efectiva que sobre los materiales naturales, debido a la estabilidad brindada por los materiales sintéticos, además de requerir menor área y presentar una mínima cantidad de obstrucciones (Adabju, 2013).

Derivado de los diversos estudios mencionados, se establece que el soporte ideal deberá cumplir con las siguientes funciones:

- Mejorar el contacto entre el sustrato y los sólidos biológicos contenidos en el reactor
- Acumulación de biomasa
- Facilitar un flujo uniforme en el reactor
- Evitar que los sólidos sean arrastrados en el efluente
- Evitar las obstrucciones y la formación de zonas muertas

Aunado a lo anterior, el soporte seleccionado deberá contar con las siguientes características primordiales; en primer lugar, deben propiciar que el agua y el oxígeno posean un máximo contacto, como segunda medida, el material no debe impedir el crecimiento de los microorganismos, ni liberar sustancias que alteren la biopelícula y por último deben poseer una resistencia mecánica, que le permita soportar los microorganismos con plena carga y optimizar la hidrodinámica del proceso (Quijia, 2018).

En cualquier sistema de biopelícula, no se puede dejar de lado que el soporte es el elemento clave, por lo que es de suma importancia realizar los estudios pertinentes para su selección, debiéndose cubrir con los siguientes requisitos mínimos (Valdivia, 2005):

- * Carga electrostática adecuada
- * Afinidad por el agua
- * Rugosidad en la superficie



- * Porosidad
- * Estabilidad
- * Área superficial. Para optimizar la tasa de crecimiento de las biopelículas (Cong Sac et al., 2020)
- * Resistencia a la toxicidad
- * Tamaño. No es demasiado crítico; sin embargo, es importante que los medios sean uniformes (Naz et al., 2015)

Con respecto a la superficie, las características de ésta influyen en gran medida en la capacidad de las bacterias para adherirse a ésta. Durante los pasos iniciales de la colonización, la rugosidad de la superficie a niveles de nanoescala y microescala mejora la adhesión de las bacterias a los sustratos al proporcionar más área de superficie para la unión celular, de igual manera, reduce la fuerza de corte sobre las células bacterianas y las comunidades presentes en los líquidos que fluyen a altas velocidades de flujo. Una superficie de material expuesta en un medio acuoso inevitablemente se acondicionará o recubrirá con polímeros del medio (Díaz, 2011).

Un claro ejemplo de soportes que brindan una gran superficie para colonización de microorganismos y tienen densidades cercanas a la de la biopelícula, son los conformados por fibras sintéticas, tal es el caso del presente trabajo, brindando una distribución homogénea de partículas debido a la inmovilización de células en los espacios del soporte, lo que reduce el tiempo de tratamiento y el volumen del reactor requerido (Adabju, 2013).

Se ha demostrado que el metabolismo de las células inmovilizadas sobre fibras, principalmente no tejidas, es mayor en comparación con el de las células libres, debido a la gran cantidad de células en los espacios que brinda la fibra. Esta alta actividad se ha atribuido también, a la concentración de nutrientes adheridos alrededor de la biopelícula, que incrementa la tasa de crecimiento microbiano y mejora degradación. Lo que explica también la resistencia a la toxicidad. Existen algunas sustancias dentro del agua residual, que impiden el crecimiento de nuevas bacterias y microorganismo e incluso los destruyen, este efecto es mayor en los sistemas en suspensión, en el caso de los sistemas de lecho fijo, la concentración de los nutrientes ayuda a que los microorganismos sobrevivan a componentes tóxicos. La matriz extracelular formada sobre el soporte también influye en el incremento de la resistencia a la toxicidad (Lapo, 2014).

Además de que incluir un soporte permite incrementar la cantidad de biomasa disponible por unidad de volumen, también brinda la posibilidad de diseñar reactores biológicos más pequeños o bien conseguir que un reactor dado tenga mayor capacidad de depuración, lo que abre una amplia ventana para su aplicación (Tejero et al., 2012).



3.6.3.1 Clasificación del tipo de soporte

Existen varios criterios de clasificación de los reactores de biopelícula:

1. Según la base de la configuración estructural de la biomasa. Los procesos de tratamiento biológico de aguas residuales se pueden dividir en dos configuraciones básicas: sistema de crecimiento disperso o suspendido y sistema de crecimiento fijo o adherido o soportado (Sehar & Naz, 2016). En la siguiente tabla se presentan las principales ventajas y desventajas de ambos:

Tabla 11. Ventajas y desventajas según el medio en el que se desarrolla la biopelícula (Manrique, 2013).

Tipo de medio	Ventajas	Desventajas
Biopelícula en medio fijo	<ul style="list-style-type: none">• Fácil de instalar• Bajo costo inicial• No hay pérdidas de materiales• Se promueve la remoción de nutrientes	<ul style="list-style-type: none">• Posible ensuciamiento si el pretratamiento no es adecuado• La aireación puede ser factor limitante
Biopelícula en medio suspendido	<ul style="list-style-type: none">• Mezcla perfecta• Gran superficie	<ul style="list-style-type: none">• Pérdida de material• Los difusores se pueden dañar por el contacto con el medio• Dificultad para mantener en agitación el medio cuando se desarrolla la biopelícula por incremento del peso específico.• Si se interrumpe la aireación, el medio de soporte puede aglutinarse en el fondo o flotar, según el material y cantidad de biomasa adherida.

Los sistemas de medios fijos son aquellos donde los medios permanecen estáticos dentro del reactor mientras el agua se mueve sobre la biopelícula y los sistemas de medios móviles son en los que el medio se mantiene en constante movimiento por aireación, agitadores mecánicos y fuerzas hidráulicas (Forde, 2014).

En estos sistemas, existe una diferencia en el gradiente de densidad del medio de soporte junto con la biomasa y la densidad del líquido dentro del reactor que permite el gradiente de velocidad entre el líquido y la capa externa de la biopelícula. Por lo tanto, las células bacterianas que están continuamente expuestas a nuevos sustratos tienden a aumentar su actividad (Sehar & Naz, 2016).



2. De acuerdo con la saturación del medio (Tejero et al., 2012):

A continuación, se presentan algunos ejemplos:

Tabla 12. Ejemplos de procesos de acuerdo con la saturación del medio

Medio no saturado	Medio saturado/inundado/sumergido	Medio intermitentemente sumergido
<ul style="list-style-type: none"> → Lechos bacterianos → Torres biológicas → Filtro intermitente de arena → Tratamiento por aplicación al terreno 	<ul style="list-style-type: none"> → De soporte móvil <ul style="list-style-type: none"> • Soporte inerte <ul style="list-style-type: none"> * Biofiltros aireados * Lecho expandido * Lecho fluidizado (bifásico o trifásico) • Soporte activo → De soporte fijo <ul style="list-style-type: none"> • Con aireación <ul style="list-style-type: none"> * Soporte rígido * Soporte permeable • Sin aireación 	<ul style="list-style-type: none"> → Biodiscos → Lechos de inundación

3.6.3.2 Ventajas de los sistemas de biopelícula fija sobre los sistemas convencionales de lodos activados

Como se evidenció en un principio, los procesos de tratamiento biológico, en particular los lodos activados, se consideran la solución principal para el tratamiento de agua residual en México. Este proceso convencional, tiene algunas desventajas, como generara una gran cantidad de lodo, requerir un largo tiempo de retención hidráulica que conduce a un gran volumen de construcción, la posible aparición de sedimentos y una baja eficiencia de eliminación de nitrógeno, en contraste, los procesos de biopelícula han demostrado una alta eficiencia para eliminar la contaminación orgánica y, además, superar los inconvenientes del proceso convencional de lodos activados (Cong Sac et al., 2020).

De acuerdo con Tejero et al. (2012) y Lapo (2014), las principales ventajas que presentan los sistemas de biopelícula se resumen a continuación:

- Dentro de una misma biopelícula pueden coexistir distintos ambientes; aerobio, anóxico o anaerobio, lo que puede aprovecharse, por ejemplo, para conseguir nitrificación y desnitrificación simultáneas.
- La arquitectura de la matriz de la biopelícula no es sólida y presenta canales que permiten el flujo de agua, nutrientes y oxígeno incluso hasta las zonas más profundas (Lasa, Del Pozo, Penadés , & Leiva, 2005). Las tasas globales de eliminación de sustrato dependen de las velocidades de transferencia de masa y las concentraciones de sustrato en los diferentes puntos de la biopelícula. La transferencia de masa entre el seno del líquido y la biopelícula es un proceso muy importante, porque el sustrato en la mayoría de los sistemas de



biopelícula se encuentra en el seno del líquido y es necesario transportarlo hacia la biopelícula.

- Cualquier superficie en contacto con un medio nutriente que contenga microorganismos, desarrolla una capa biológicamente activados de los microorganismos crecen y van haciendo que la biopelícula tenga un mayor espesor
- Requerimiento de área/terreno menor
- Fácil construcción y expansión
- Diseño compacto
- Control de proceso y monitoreo simple
- Bajo costo de operación y mantenimiento

Según Cong Sac et al., (2020) la tecnología de biopelícula se aplica cada vez más en el tratamiento de aguas residuales, con varias tecnologías desarrolladas recientemente, siendo las de mayor popularidad:

- Filtro biológico aireado sumergido (BAFF, Biological aerated flooded filter)
- Filtro sumergido aireado (SAF, Submerged aerated filter)
- Filtros biológicos aireados inundados
- Filtros sumergidos aireados
- Reactor particulado
- Reactores de lecho móvil
- Reactor de bio membrana
- Sistemas de película fija no sumergida (Ibrahim et al., 2012)

Actualmente existen procesos innovadores distribuidos comercialmente que emplean algún material para soportar la biopelícula:

- * Biofor® (Suez)
- * Ferazur®/ Mangazur®/ Nitrazur® (Suez)
- * Biostyr™ (Veolia)
- * Envirex® (Evoqua Water Technologies)
- * DynaSand® (Parkson)
- * Biobed® (Gist Brocades)

Es importante resaltar que estas tecnologías emergentes han mostrado muchas ventajas en comparación con otras tecnologías también emergentes, por lo que se continúa explorando su uso en varios sistemas de biorremediación, sin embargo, el desarrollo de una tecnología mediada por biopelículas que sea robusta y con alto grado de viabilidad de ser implementada a gran escala sigue siendo un desafío (Maurya & Raj, 2020).



3.7 Uso del Agua Tratada

Finalmente, sea cual sea el tipo de tratamiento seleccionado, para el tipo de agua residual a tratar, y en general, las condiciones particulares de la descarga, la meta de cualquier sistema de tratamiento debería dirigirse hacia su aprovechamiento mediante su reúso.

Existen actividades en las que puede ser usada el agua tratada sin ser necesario el uso de agua potable, lo anterior sin tener algún impacto negativo en el proceso para el que es utilizada y sin riesgos para la salud, tales como (Noyola A. , 2013):

- Riego de áreas verdes
- Llenado de lagunas, estanques, arroyos artificiales en parques y jardines
- Carga de cisternas para control de incendios
- Lavado de automóviles y pisos
- Descarga de sanitarios y mingitorios
- Industriales y de servicios en lavado de patios y nave industrial, lavado de flota vehicular, sistemas de enfriamiento, intercambiadores de calor, calderas, cortinas de agua y la industria de la construcción
- Recarga de cuerpos de agua superficiales

El o los posibles usos del agua residual tratada son de acuerdo con lo establecido en las siguientes normas (DOF, 2021):

▶ **NOM-001-SEMARNAT-1996**

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles De Contaminantes En Las Descargas De Aguas Residuales En Aguas Y Bienes Nacionales

▶ **NOM-002-SEMARNAT-1996**

Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles De Contaminantes En Las Descargas De Aguas Residuales A Los Sistemas De Alcantarillado Urbano O Municipal

▶ **NOM-003-SEMARNAT-1997**

Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles De Contaminantes Para Las Aguas Residuales Tratadas Que Se Reúsen En Servicios Al Público.



4. METODOLOGÍA

El presente trabajo se llevó a cabo en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria de Cerro del Agua, en la Universidad Nacional Autónoma de México, así como en el Laboratorio 301 del Conjunto E en la Facultad de Química. La PTAR-CU se ubica al noreste del campus, colinda con el Circuito Escolar y avenida Cerro del Agua, frente al estacionamiento de la Facultad de Medicina (Figura 4).

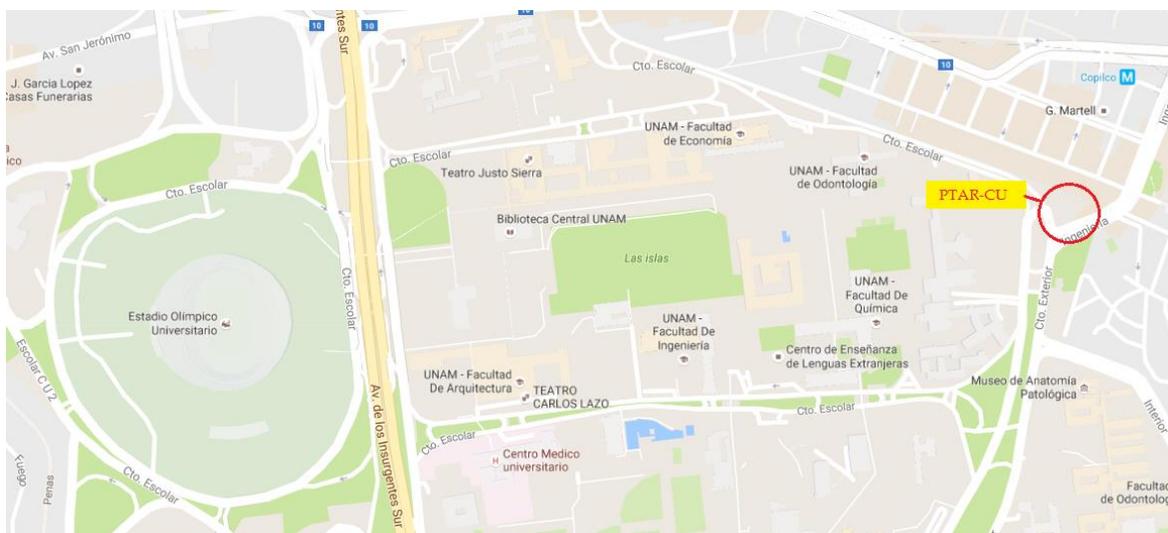


Figura 4. Plano de localización de PTAR-CU (Maps, 2021).

El agua residual que se recibe en la PTAR-CU proviene principalmente de los sanitarios de las Escuelas, Facultades y otras dependencias que se ubican en la llamada zona “antigua”, la zona del Estadio Olímpico y la zona deportiva del estadio de prácticas incluyendo a la Escuela Nacional de Trabajo Social, Facultades de Contaduría e Ingeniería, Institutos de Ingeniería y Matemáticas Aplicadas, se recolecta además agua residual proveniente de la Colonia Copilco el Alto (García, 2010).

Las pruebas se llevaron a cabo en el periodo del 27 de enero al 22 de julio de 2016.

4.1 Dispositivo experimental

El desarrollo experimental se efectuó en un reactor tubular de lecho fijo a escala piloto, el cual fue empacado con fibra de poliéster no tejida (PE).

4.1.1 Estructura del reactor

El reactor está constituido por tubos de PVC de 6” de diámetro interno, colocados en forma de “S”, unidos mediante codos de PVC de 90°. Esta configuración permite reducir el espacio requerido y aprovechar el flujo de aire que se hace pasar a través del reactor, el aire es alimentado por la parte inferior y tiene la misma dirección de flujo que el agua para favorecer la transferencia de oxígeno.

Los tubos están ensamblados a los codos con coples de reparación o compresión con los que se obtiene un sellado perfecto entre estos accesorios y los tubos, evitándose así fugas. Debido a que



no hay ensamble permanente, los codos pueden retirarse cuando sea necesario para realizar limpieza y/o mantenimiento tanto al reactor como al soporte.

El reactor está montado sobre una base fija metálica de 1.7 m de alto y 1.9 m de largo, dividida en niveles, cada nivel cuenta con cinco soleras de acero de 2.5 cm de ancho con una separación de 38 cm, esto con el objetivo de brindar soporte a cada sección, distribuyendo adecuadamente el peso a lo largo del soporte con lo que se minimizan riesgos por fisura o rompimiento del PVC. El soporte cuenta con ruedas lo que facilitan su transporte sin necesidad de ser desmontado.

El dispositivo (Figura 5) cuenta con seis (6) tubos de PCV, cada uno de 2 metros de largo, por lo que su longitud total es de 12 metros y su volumen total es de 220 litros. Según lo reportado por Hutten (2007) la fibra que compone el soporte está formada por pequeños filamentos que crean una estructura tridimensional del 96-98 % de porosidad. Dicho lo anterior, el volumen útil del sistema de 214 L. Los primeros cinco (5) tubos forman parte del sistema de reacción, y el último es un sedimentador, utilizado para captar la biomasa desprendida durante el proceso de reacción.



Figura 5. Dispositivo experimental

Las siguientes fórmulas fueron empleadas para el cálculo del volumen útil y total.

$$V_t = A * h$$

$$V_u = (1 - F) * V_t$$

F es la es la fracción correspondiente al porcentaje de solidez del sistema; 2% para un 98% de porosidad.



4.1.2 Sistema de bombeo y aireación

La alimentación (afluente) se llevó a cabo por la parte inferior del sistema mediante una bomba centrífuga. Se emplearon dos bombas, una para cada etapa experimental las cuales se describen más adelante.

La primera bomba empleada fue una Bomba SIEMENS de motor monofásico abierto a prueba de goteo con potencia de $\frac{1}{2}$ hp.

La segunda bomba fue una Bomba SIEMENS de motor monofásico abierto a prueba de goteo con potencia de 1 hp.

Con el propósito de prescindir del uso de un equipo de aireación adicional; como sopladores, esta se lleva a cabo por medio de un tubo tipo Venturi colocado a la descarga de la bomba; lo que impacta en un ahorro de energía eléctrica, en los costos de inversión y operativo. Cuando el agua pasa por la reducción del tubo de Venturi se genera una importante caída de presión por lo que se presenta una succión de aire, después de la succión el agua y el aire están mezclados completamente y avanzan como un flujo bifásico; agua con microburbujas de aire, aumentándose así la disponibilidad de aire dentro del sistema.

El sistema de aireación está conectado a un corriente bypass (Figura 6) para evitar problemas relacionados al aumento de presión dentro del sistema, principalmente porque el agua residual contiene sólidos que podrían dificultar o impedir el paso del agua por la garganta del tubo Venturi.



Figura 6. Tubo de Venturi (izquierda) y Arreglo de tubo de Venturi y bypass (derecha)

4.1.3 Medio de soporte de la biopelícula

Ya que se trata de un reactor de lecho fijo, éste se empacó con soportes de Poliéster; material de fibra no tejida para proporcionarle al sistema mayor área superficial para inmovilizar la biomasa. Es un material que de acuerdo con lo que se menciona en la sección [3.5.3 Soporte](#), cumple con las características de un buen material soporte.



El soporte está constituido por cilindros concéntricos de diferentes diámetros, separados por el mismo material, como se muestra en la Figura 7.



Figura 7. Estructura de los soportes empleados en el dispositivo experimental. A la derecha se observa el soporte dentro del reactor.

La longitud de estos soportes es de 1 metro cada uno por lo que, en total, dentro del reactor hay 10, que pueden ser sustituidos por otros en caso de necesitarlo, sin embargo, debido a las características del material, no será necesario hasta transcurrido un largo periodo de operación.

4.1.4 Sistema de filtración

El dispositivo experimental cuenta con un sistema de filtración, previo al reactor biológico. Está constituido por un tanque de polietileno de alta densidad con capacidad de 100 L, cerrado con tapa removible con cincho de acero galvanizado con cierre de palanca. El tanque está adaptado con dos trampas de malla para impedir el paso de sólidos suspendidos de gran tamaño al reactor y está empacado con fibra de poliéster para atrapar sólidos que no fueron retenidos en la malla, en caso de retener demasiados sólidos, el tanque cuenta con una purga manual para eliminar el exceso de sólidos separados. El líquido filtrado es enviado a un tanque de alimentación con capacidad de 450 L el cual es el encargado de suministrar el agua que se alimenta al reactor biológico, así como de recibir el efluente del reactor que es recirculado. El tanque cuenta con un indicador de nivel que permite o evita, según sea el caso, el paso del agua filtrada



4.1.5 Diagrama de flujo del sistema experimental

La Figura 8 muestra un diagrama general del sistema experimental a escala piloto para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

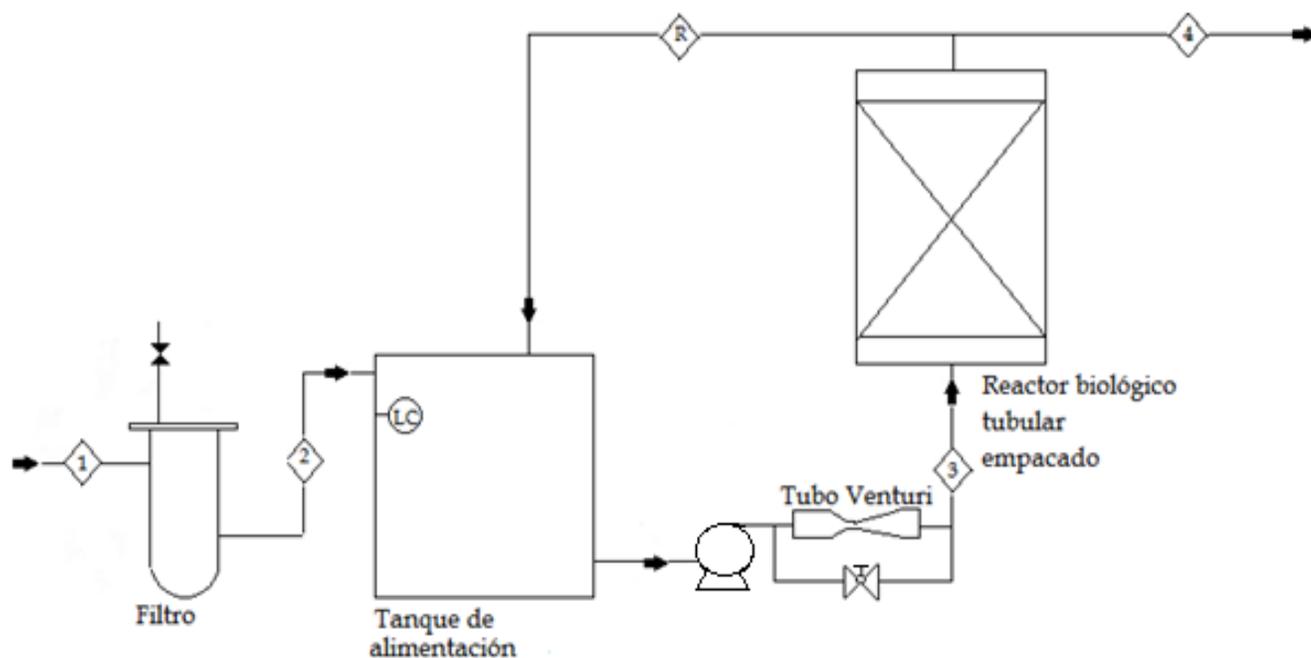


Figura 8. Diagrama de flujo del sistema experimental a escala piloto

En la Tabla 13 se identifica cada corriente del sistema experimental.

Tabla 13. Características de las corrientes del sistema experimental

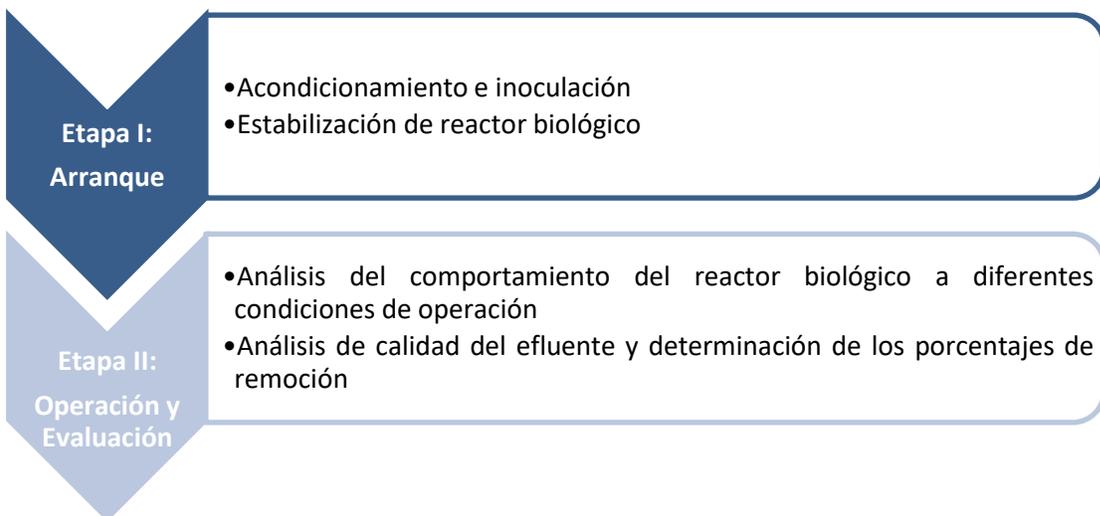
Corriente	Características
1	Agua residual cruda
2	Agua residual filtrada
3	Fluido bifásico, agua residual y aire
4	Efluente, agua residual tratada
R	Agua residual tratada que se recircula

Una vez construido el reactor se realizaron pruebas para identificar las fugas. Identificadas y reparadas las fugas se procedió con las fases de experimentación.



4.2 Experimentación

La experimentación se dividió en dos fases principales:



4.2.1 Etapa I. Arranque

El período de acondicionamiento del sistema consistió en las fases de formación, desarrollo y adaptación de la biopelícula sobre la fibra de poliéster, para lo cual el reactor tuvo que ser inoculado empleando lodos provenientes del reactor de lodos activados de la misma PTAR-CU, lo que se consiguió con los siguientes pasos:

1. Se recolectaron lodos biológicos del reactor de lodos activados de la PTAR-CU.
2. Se añadió un volumen de 225 L de una mezcla de lodos biológicos y agua residual cruda al tanque de alimentación como se muestra en la Figura 9.
3. Se puso en marcha el reactor con una recirculación del 100% durante 24 horas para permitir que los microorganismos se impregnaran sobre los huecos de la fibra, acumulándose en la superficie para así contribuir a la formación y fijación de la biopelícula.



Figura 9. Inoculación del reactor con lodos de la PTAR-CU



Una vez aclimatada la biomasa en el sistema se procedió a operar el sistema en régimen continuo.

Después de haber realizado la respectiva inoculación al sistema se prosiguió con la operación del reactor. La operación se realizó en continuo y a diferentes condiciones que se especifican más adelante.

La estabilización se definió en el momento en el que los datos de los análisis realizados se mantuvieron constantes.

4.2.2 Etapa II. Operación y Evaluación

Esta etapa consistió en la operación del sistema de forma continua, analizando la calidad del agua tratada a las diferentes condiciones de operación, se realizaron las siguientes actividades:

1. Operación de reactor a diferentes condiciones
 - a. Fase 1
 - b. Fase 2
 - c. Fase 3
2. Muestreo
3. Análisis de las muestras
4. Análisis de resultados

4.2.2.1 Fase 1

Esta etapa se llevó a cabo del 27 de enero al 4 de marzo de 2016, con un total de 29 días de operación bajo las siguientes condiciones.

Tabla 14. Condiciones de operación del reactor en la Fase 1

Parámetro	Unidad	Valor
Oxígeno disuelto	mg/L	0-3
Flujo de agua	L/min	18-20
% Recirculación	%	0
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	min	11

El caudal tratado en esta etapa fue de 26 m³/día



4.2.2.2 Fase 2

Esta etapa se llevó a cabo del 6 de marzo al 22 de abril de 2016, con un total de 30 días de operación bajo las siguientes condiciones.

Tabla 15. Condiciones de operación del reactor en la Fase 2

Parámetro	Unidad	Valor
Oxígeno disuelto	mg/L	0-3

Tabla 15. Continuación

Parámetro	Unidad	Valor
Flujo de agua	L/min	18-20
% Recirculación	%	50
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	min	11

El caudal tratado en esta etapa fue de 13 m³/día

En estas dos etapas, el sistema experimental estaba equipado con una bomba centrífuga de ½ hp, el uso de dicha bomba no permitió operar a un flujo de agua residual mayor a los presentados en las tablas de operación, por lo cual, fue necesario sustituir la bomba por una de mayor capacidad, que además de bombear un flujo mayor de agua residual aumentará también el flujo de aire que ingresa al sistema. A mayor velocidad de flujo mayor es la caída de presión en el tubo de Venturi por lo que se requiere una succión de más aire que a velocidades menores.

4.2.2.3 Fase 3

Esta etapa se llevó a cabo del 13 de junio al 22 de julio de 2016, con un total de 29 días de operación.

La potencia de la bomba empleada fue de 1 hp

Tabla 16. Condiciones de operación del reactor en Fase 3

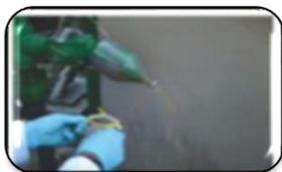
Parámetro	Unidad	Valor
Oxígeno disuelto *Aire	mg/L	5-5.5 *~10 LMP
Flujo de agua	L/min	60
% Recirculación	%	95
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	min	3.3

El caudal tratado en esta etapa fue de 4.32 m³/día

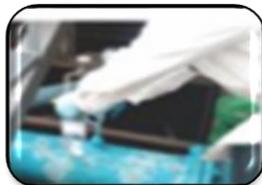


4.2.3 Muestreo

Se recolectaron muestras del 27 de enero al 22 de julio de 2016.



Influyente



Efuente de filtro



Efluente del sistema

Figura 10. Toma de muestra en el afluente, efluente del filtro y efluente del sistema.

El programa de monitoreo y control del sistema se muestra en la Tabla 17.

Tabla 17. Programa de monitoreo y control

Parámetro	Punto de muestreo	Frecuencia
pH	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
Turbidez	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
DQOs	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
Nitrógeno Amoniacal	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
Nitratos	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
Nitritos	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
Nitrógeno Orgánico	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
SST	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes
SSV	Corriente 1, 2 y 4	lunes a viernes

Adicionalmente se realizó el seguimiento del oxígeno disuelto (OD) en cuatro puntos a lo largo del reactor, lo cual se realizó *in situ*.

La recolección del agua residual cruda (corriente 1) y del efluente (corriente 4) se llevó a cabo por medio de muestras simples, tomadas a distintas horas del día para evaluar el porcentaje de remoción obtenido con distintas concentraciones del agua cruda. En cada fase, se tomó en cuenta el tiempo de retención hidráulica para la toma de muestra.

4.2.3.1 Análisis de muestras

Se recolectó un volumen de 500 mL por muestra, que era almacenada en recipientes plásticos. Con el fin de preservar las muestras, éstas se refrigeraban a una temperatura de 4°C para su posterior análisis.

Para la determinación de los parámetros de seguimiento del sistema se llevaron a cabo pruebas analíticas de laboratorio, se determinó; pH, oxígeno disuelto (OD), turbidez, demanda química de oxígeno soluble (DQOs), nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, sólidos solubles



totales (SST), sólidos solubles volátiles (SSV). Las técnicas empleadas se basan en metodología APHA y normas nacionales. A todas las muestras se le analizaron los parámetros mostrados en la Tabla 18.

Tabla 18. Técnicas analíticas empleadas

Técnica	Método de análisis	Norma	Equipo
DQO	Método colorimétrico de flujo cerrado	NMX-AA-030-SCFI-2011	Reactor HACH modelo 45600, Espectrofotómetro HACH modelo DR/2400
Nitrógeno amoniacal	Destilación y titulación	NMX-AA-026-SCFI-2010	Rapid Distillation UNIT LABCONCO
Nitratos	Espectrofotometría	NMX-AA-082-1986	Espectrofotómetro Cary 60 de Agilent
Nitritos	Espectrofotometría	NMX-AA-154-SCFI-2011	Espectrofotómetro Cary 60 de Agilent
Nitrógeno orgánico	Digestión y titulación	NMX-AA-026-SCFI-2010	Equipo Büchi
SST	Estimación por Densidad Óptica	-----	-----
SSV	Estimación por Densidad Óptica	-----	-----
OD	Medición directa con electro de membrana	NMX-AA-038-SCFI-2001	Medidor de oxígeno Oakton DO 110
Turbidez	Turbidimetría. Standar Methods 2130B	Standar Methods 2130B	Turbidímetro HANNA. HI 98703
pH	Potenciométrico		pH-metro Orión 2 Star

A excepción del oxígeno disuelto, el resto de los parámetros se determinaron en el laboratorio 301 en el Conjunto E de la Facultad de Química.



5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se muestran los resultados experimentales obtenidos como respuesta del sistema de tratamiento de aguas residuales operando bajo diferentes condiciones durante el periodo de enero a julio de 2016, así como análisis y discusión.

5.1 Arranque y operación

Se llevó a cabo el arranque del sistema el día 25 de enero de 2016 y se operó durante 91 días, se realizaron determinaciones analíticas para el afluente (corriente 1), efluente (corriente 4) y efluente del filtro (corriente 2) con el propósito de evaluar el funcionamiento del sistema, mediante el seguimiento de los parámetros de respuesta; pH, DQO, SST, SSV, turbidez, OD, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄⁺ y NTK empleando la metodología descrita en el capítulo anterior.

5.1.1 Carga orgánica

La carga orgánica es uno de los parámetros más empleados para el control de los sistemas de tratamiento biológicos de aguas residuales, durante las diferentes fases de operación la carga orgánica promedio del afluente se presenta en la Tabla 19.

Tabla 19. Carga orgánica durante cada Fase experimental

Fase	1	2	3
Carga orgánica superficial [gDQO/m ² d]	18.12 ± 4.21	23.17 ± 6.06	11.67 ± 6.55
Carga orgánica volumétrica [kgDQO/m ³ d]	33.85 ± 7.88	43.28 ± 11.33	21.81 ± 12.24

La Figura 11 (siguiente página) muestra el comportamiento de la carga orgánica a lo largo del experimento. En esta figura se observa que la carga orgánica fue variable durante las tres fases, aunque en la Fase 1 se observa un intervalo más cerrado que en los otros dos casos.

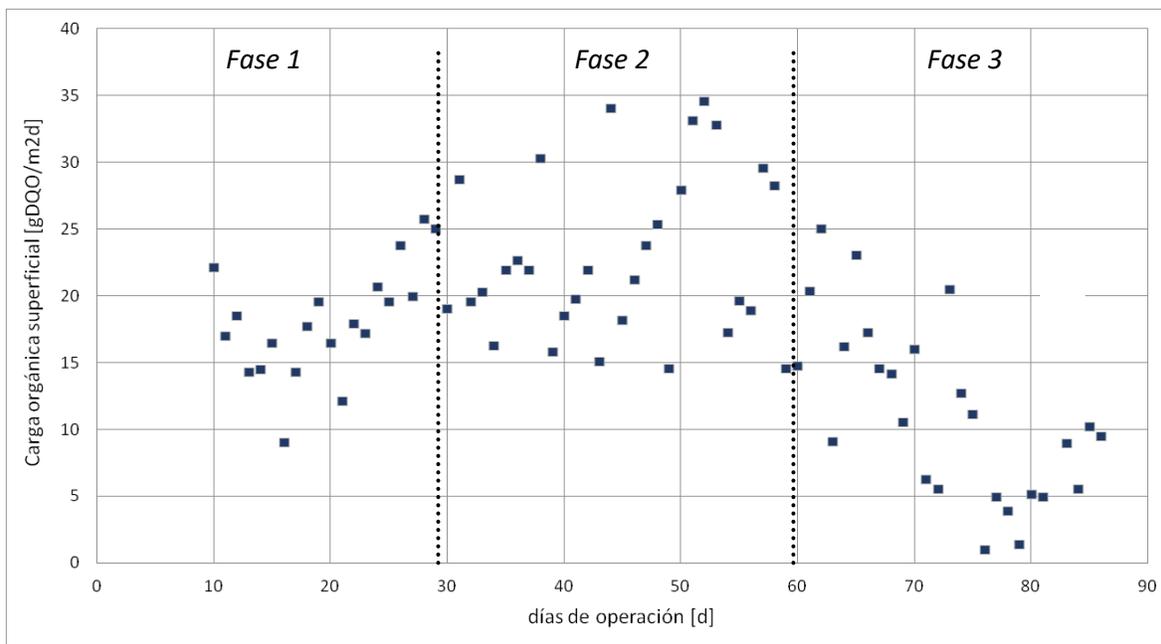


Figura 11. Carga orgánica superficial durante el periodo de experimentación

La carga orgánica volumétrica en la Fase 1 oscilo entre 48.19 y 16.88 kgDQO/m³d, equivalente a una carga superficial de 25.80 y 9.0 gDQO/m²d, respectivamente, para un flujo de alimentación de 18 L/min. En la Fase 2 se mantuvo el flujo de alimentación y la carga orgánica se estuvo entre 64.7 y 27.22 kgDQO/m³d; carga orgánica volumétrica; y 34.63 y 15.57 gDQO/m²d carga orgánica superficial.

En la Fase 3 aumentó el flujo de alimentación a 60 L/min y se operó con una carga orgánica muy baja entre 46.80 y 1.90 kgDQO/m³d y 25 y 1.0 gDQO/m²d, esto se puede atribuir a dos razones, la primera es que la fase se desarrolló en un periodo de fuertes lluvias y en la PTAR-CU se trata la mezcla de agua residual y agua de lluvia, por otra parte, fue periodo vacacional, por lo que las descargas de agua residual se vieron disminuidas considerablemente.

La remoción promedio de materia orgánica medida como DQO en cada una de las fases fue de 19.3%, 32.8% y 61% para la Fase 1, 2 y 3, respectivamente. La remoción más alta, de 98.4% se obtuvo en la Fase 3 en la cual se operó con carga orgánica baja. De forma general, la disminución en la carga orgánica se vio reflejada en un aumento en las remociones de DQO. Otro factor que pudo influir en que se obtuviera un alto porcentaje de remoción fue el tiempo de retención hidráulico que fue mayor que en las fases previas.

El comportamiento mencionado, no aplica para la Fase 1, ya que en algunos días se obtienen un comportamiento contrario debido a que los primeros días de operación se consideran de estabilización del reactor.

En cuanto a la remoción de N-NH₄⁺, no se observó la misma relación que con la DQO, ya que desde el inicio de la Fase 2, se obtuvo una remoción cercana al 100%, el cual se mantuvo a lo largo de la



experimentación. Para la Fase 1, el porcentaje de remoción no fue constante con un mínimo del 0% y un máximo del 84% aunque el promedio se mantuvo en 36%.

5.1.2 Remoción de materia orgánica

La materia orgánica se midió en términos de DQO, se midió la DQO soluble como parámetro de referencia.

En la Tabla 20 se muestra el comportamiento de el parámetro antes mencionado, éste fue inestable durante todo el periodo de experimentación.

Tabla 20. Resumen de DQO durante las tres Fases experimentales

Fase	Afluente	Efluente
1	319.32 ± 84.71	256.46 ± 79.10
2	409.77 ± 193.65	251.59 ± 90.47
3	217.54 ± 167.56	89.78 ± 49.78

En la Fase 1 la DQO del afluente presentó valores de 157 a 513 mgO₂/L y como se puede observar las curvas son muy cercanas entre sí, indicando que la remoción fue baja. En el caso de la Fase 2, durante los primeros 4 días las curvas permanecen cercanas para después del día 5 comenzar a separarse y observarse remociones del 20 al 50 %, obteniéndose un máximo de 74.6%. En esta fase se presentó la DQO más alta con un valor de 1013 mgO₂/L con una remoción del 74.65%. Este es un buen indicador ya que las bacterias se habían estado adaptando a cargas menores y al verse aumentada, éstas lograron abastecerse y la remoción no cayó como se hubiera previsto, revelando entonces, una buena proliferación de bacterias. Para los días consecutivos y finales de la Fase 2 la remoción cayó, lo que sugiere colmatación o taponamiento, por lo que seguir manteniendo un flujo de alimentación cercano a 18 L/min no parece buena opción. Al aumentar el flujo de alimentación de agua residual a 60 L/min y por lo tanto también el de aireación, se observa como en la Fase 3, después 2 días la remoción vuelve a subir, obteniéndose un efluente con baja concentración de materia orgánica. Durante esta fase la DQO en el afluente oscilo entre 16.2 y 649 mgO₂/L aunque se mantuvo por más días entre 120 mgO₂/L y 314 mgO₂/L con un promedio de 167 mgO₂/L, su remoción promedio fue del 60%, no obstante, se obtuvieron remociones del 78%, 88% y una máxima de 96% al final de la fase. Las remociones mencionadas y el comportamiento general de las mismas se presentan en la Figura 12.

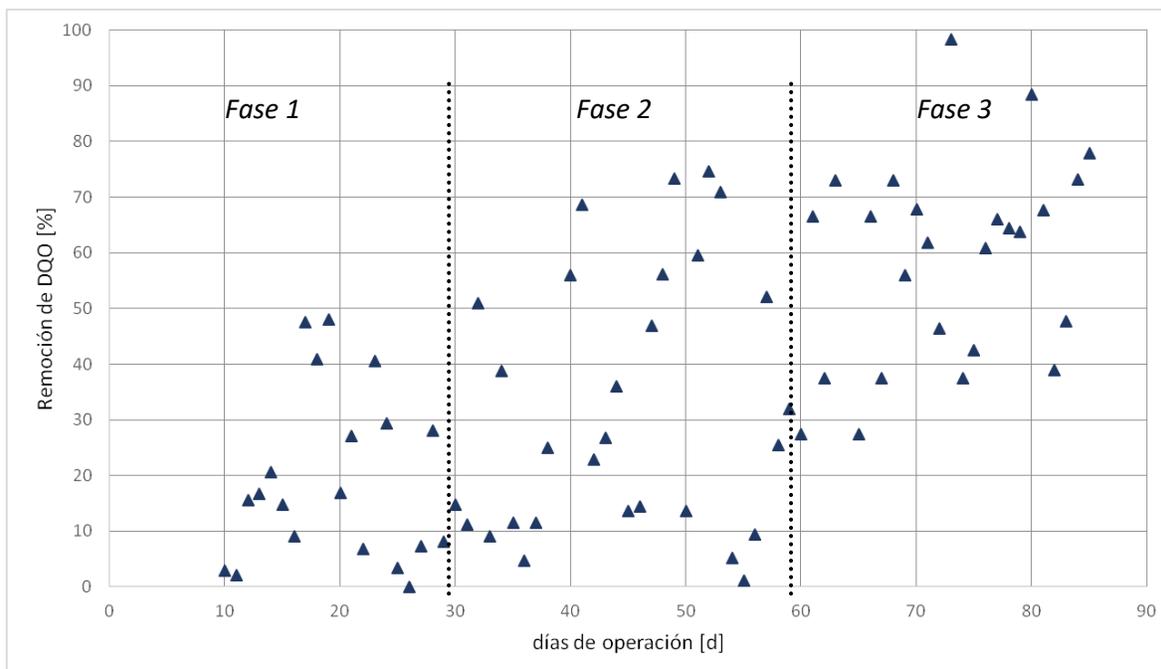


Figura 12. Remoción de la materia orgánica medida como DQO durante el experimento

Para la determinación del porcentaje de remoción se empleó la siguiente fórmula:

$$\% \text{Remoción} = \frac{V_i - V_e}{V_i} * 100$$

V_i = Valor del parámetro en el influente

V_e = Valor del parámetro en el efluente

Tabla 21. Porcentaje de remoción de materia orgánica durante cada fase experimental

Fase	Promedio
1	19.38 ± 15.51
2	32.3 ± 23.61
3	59.83 ± 19.62

En la Tabla 21 se observa que hubo un importante cambio en la remoción que fue aumentando con el transcurso del tiempo, lo cual puede atribuirse a los cambios en las condiciones de operación realizados (Ver en [4.2 Experimentación](#)).

Durante los primeros días de operación la remoción de la demanda química de oxígeno fue irregular dado que los microorganismos introducidos al reactor biológico estaban en su etapa de reproducción, así como, se estaban adhiriendo sobre los intersticios de la fibra polimérica.

La principal diferencia entre las Fases 1 y 2 es el tiempo de residencia, incrementado por operar con recirculación del 50%, sin embargo, el aumento observado no es tan significativo como el que



se muestra en la Fase 3 en la cual el incremento es atribuido a una mayor concentración de oxígeno disuelto que en las Fases 1 y 2 es mínimo.

La concentración de DQO en las Fases 1 y 2 está dentro del intervalo reportado en la literatura como agua residual doméstica de concentración media y la Fase 3 como agua residual doméstica baja (Rojas, 2002; Henze, 2008; Metcalf & Eddy, 2003), inclusive, a la mitad de la fase se presentaron días con una concentración considerablemente más baja que en el resto de la etapa, debido a que fueron días lluviosos por los que se provoca dilución.

5.1.3 Sólidos suspendidos totales y volátiles

Los SST se muestran en la Tabla 22. Durante la Fase 1 se presentaron concentraciones de 77 a 285 mg/L en el afluente y concentraciones de 88 a 414 mg/L en el efluente, debido a que en esta fase ocurre la estabilización se puede justificar que se obtengan mayor cantidad de sólidos a la salida lo que indica una alta producción de biomasa que con un tiempo de retención hidráulico bajo, 11 min, no había tiempo suficiente para que ésta se adhiriera al material soporte, por lo tanto se observó tal concentración de sólidos en el efluente, la disminución de sólidos se observó a partir de los últimos días de la Fase 1. Este efecto se pudo contrarrestar completamente en la Fase 2 con el aumento del tiempo de retención hidráulico, en este periodo se obtuvieron concentraciones de 77 a 318 mg/L y 12 a 154 para el afluente y efluente, respectivamente, observándose claramente un decremento en la concentración de SST. Para la última fase se obtuvieron concentraciones más bajas con valores de 15 a 302 mg/L en el afluente y 4 a 70 mg/L en el efluente.

Tabla 22. Sólidos suspendidos totales durante el experimento

Fase	Afluente	Efluente
1	162.28 ± 42.36	170.78 ± 71.58
2	154.61 ± 46.90	71.87 ± 37.07
3	80.55 ± 42.03	17.97 ± 8.96

Durante la fase 2 se alcanzaron remociones por encima del 50% con un máximo de 89% lo cual se muestra en la Tabla 22, en la que se observa una amplia separación entre los valores entre el afluente y el efluente. Durante la Fase 3 se obtuvo un promedio de remoción del 70%, fue en esta fase en la que se alcanzaron las concentraciones más bajas de SST de todo el experimento con valores por debajo de 10mg/L. Es importante mencionar que el que se obtuvieran estas concentraciones no está directamente relacionado con bajas concentraciones de SST en el afluente, ya que, aunque de forma general la Fase 3 presentó menor concentración en promedio en comparación con las fases previas, no es tan baja. con concentración de SST de 162.1, 222 y 302.5 mg/L se obtuvieron remociones del 92.1%, 93.4 y 93%, respectivamente. Los SST no oscilaron tanto como en las Fases 1 y 2 a excepción de un pico, sin embargo, ante este aumento abrupto el sistema respondió de buena manera.



La evolución de los SSV y su respectiva remoción se presentan en la Tabla 23, se observa un comportamiento similar al de los SST, aunque hay que recordar que la concentración de SSV es menor que la de los SST ya que éstos se componen de los SSV y SSF.

Tabla 23. Sólidos suspendidos volátiles durante las tres Fases de experimentación

Fase	Afluente	Efluente
1	145.66 ± 37.23	149.53 ± 63.79
2	137.03 ± 41.62	63.70 ± 32.86
3	75.84 ± 36.39	18.04 ± 11.08

A partir de las Fase 2 tanto para SST y SSV se obtuvo remoción de sólidos lo cual puede verse como una ventaja del sistema experimental debido a la baja producción de biomasa o lodos, que en procesos convencionales como el de lodos activados es alta, por lo que con el sistema propuesto no se tendría que considerar la disposición de lodos de forma continua, se haría eventualmente, cuando se realice mantenimiento al sistema.

5.1.4 Compuestos de nitrógeno

A continuación, se presentan los resultados de los compuestos nitrogenados; nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos y nitrógeno total. Se obtuvo una reducción de amonio y una producción de nitratos y nitritos.

5.1.4.1 Nitrógeno amoniacal (N-NH₄)

Durante la experimentación se realizó la determinación de nitrógeno amoniacal en el afluente y efluente. La variación de la concentración de N-NH₄ y de la remoción obtenida a lo largo del experimento se presenta en las Figuras 13 y 14. Se puede apreciar que la concentración de N-NH₄ hasta el día 29 presenta grandes variaciones y va desde 43.6 hasta 108 mg/L, según (Rojas, 2002) y (Henze, 2008) la concentración promedio de nitrógeno amoniacal en aguas residuales domésticas está en el rango de 25 a 50 mg/L por lo que el agua recibida en el sistema está fuera de dicho rango; las principales fuentes de nitrógeno son la orina y materia fecal, del que el 74% es urea y el resto nitrógeno orgánico (Villaseñor, 1998), por lo que durante periodos de actividades normales dentro de Ciudad Universitaria es justificable las altas concentraciones debido al extenso uso del servicio sanitario dentro del campus.

Debido a que la concentración en el afluente durante la Fase 1 no se mantuvo constante, la concentración en el efluente tampoco lo fue. En esta fase se presentaron remociones que van del 0 al 46.6%, cabe mencionar que a pesar de no presentar valores constantes se observa una clara tendencia de aumento, a excepción de algunos puntos, es decir, con el transcurso de los días los microorganismos se fueron incrustando y reproduciendo sobre el material soporte, aumentándose el consumo de N-NH₄ necesario para su reproducción. Se operó con una carga de nitrógeno amoniacal de 2.7 a 6.8 g/m²d y la concentración de oxígeno disuelto fue algo difícil de mantener



dentro del reactor debido al bajo flujo de agua residual que no permitía generar la caída de presión suficiente para una buena succión de aire, la concentración osciló entre 0 y 3 mg/L y el tiempo de retención hidráulico fue de 11 minutos, éstas no fueron las condiciones adecuadas para lograr la nitrificación lo cual se ve reflejado en la remoción de N-NH_4 .

En la Fase 2 la carga de nitrógeno amoniacal estuvo entre 0.22 y 4.27 $\text{g/m}^2\text{d}$ con un promedio de 2.34 $\text{g/m}^2\text{d}$, hubo una considerable disminución en comparación con los 5 $\text{g/m}^2\text{d}$ de N-NH_4 de la Fase 1. Se observó que, con esta disminución en el afluente, la remoción de N-NH_4 incrementó en de la Fase 1 a la 2 en un 20 a 32%. A partir de esta fase y para el resto del experimento no se observaron fluctuaciones en la remoción que se mantuvo en 100%. Al igual que en la fase previa, se presentó la deficiencia de oxígeno, sin embargo, para contrarrestar este efecto el tiempo de retención se aumentó lo que puede contribuir a la degradación del nitrógeno amoniacal, así como el hecho de que los microorganismos ya presentaban aclimatación.

Durante la Fase 3, así como ocurrió con la DQO y los sólidos, se observa una clara disminución en la concentración de los contaminantes debido al periodo vacacional. Se trabajó con una carga promedio de 1.63 $\text{g/m}^2\text{d}$ y un intervalo de concentración de N-NH_4 de 3.6 a 54 mg/L. Se observó que al disminuir la carga de nitrógeno la remoción aumentó considerablemente.

La intención de esta fase, además de aumentar el afluente fue evitar el déficit de oxígeno disuelto, el flujo se mantuvo de 60 L/min y la concentración de oxígeno a la entrada entre 5 y 5.5 L/min, la cual fue variando a lo largo del reactor tubular. No se obtuvo diferencia respecto a la fase anterior ya que se obtuvieron remociones del 100%.

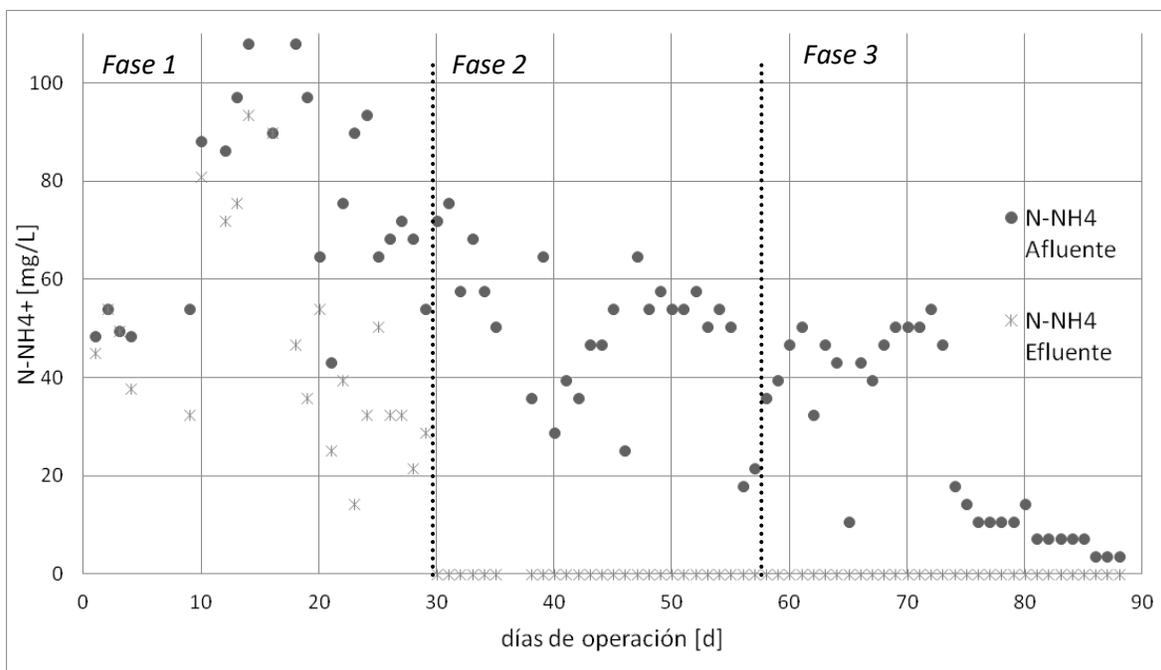


Figura 13. Concentración de N-NH_4 durante la operación del sistema



A continuación, se presenta el porcentaje de remoción correspondiente, calculado a partir de la fórmula:

$$\% \text{Remoción} = \frac{V_i - V_e}{V_i} * 100$$

V_i = Valor del parámetro en el influente

V_e = Valor del parámetro en el efluente

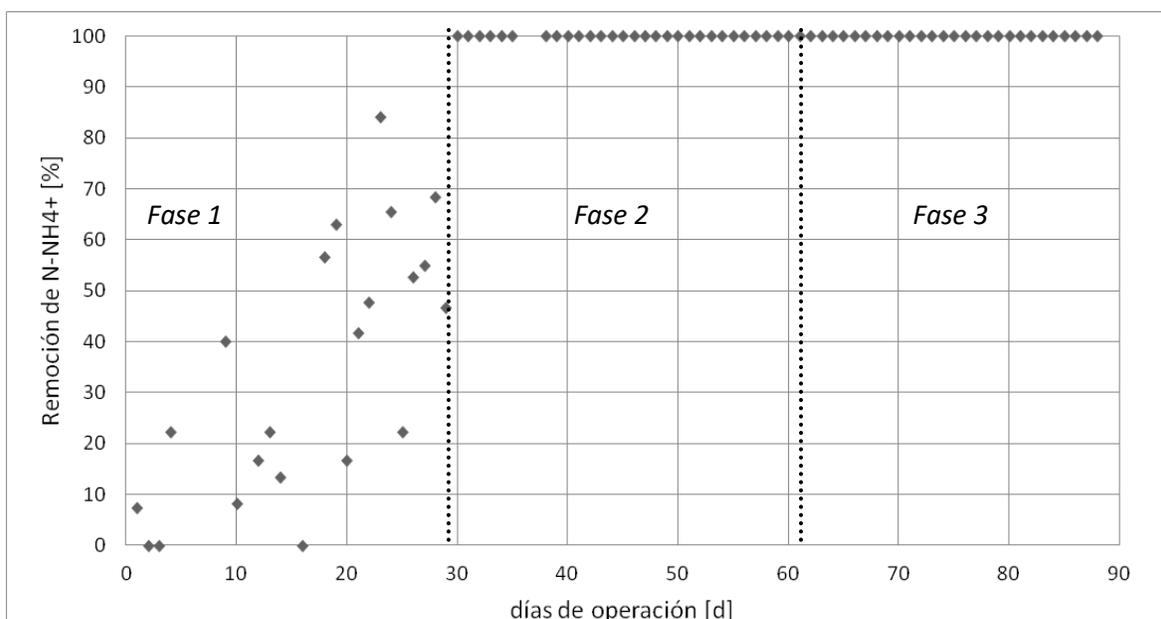


Figura 14. Porcentaje de remoción de N-NH4 durante la operación del sistema

En las Fases 2 y 3, el alto porcentaje de remoción no se atribuye al completamente al proceso de nitrificación. El reactor no tuvo las condiciones apropiadas para que las bacterias encargadas de transformar biológicamente el nitrógeno amoniacal lo transformaran a nitratos, basándose en el hecho de que, para lograr nitrificación completa, ésta debe verse reflejada en un aumento en la concentración de nitratos la cual no se obtuvo como se esperaba, tanto la presencia de N-NO₂ y N-NO₃ fue irregular sin mostrar algún patrón definido.

Según (Flores, 2007) la carga orgánica y el oxígeno disuelto son los principales factores limitantes para el proceso de nitrificación ya que al aumentar la carga orgánica hay una competencia entre las bacterias heterótrofas de rápido crecimiento y las bacterias nitrificantes por el oxígeno disuelto, así como por espacio en el medio soporte. Las bacterias nitrificantes requieren mayor tiempo de retención celular debido a que su tasa de crecimiento es menor en comparación con las heterótrofas. En contraste con lo previsto por Flores, no se nota una clara influencia directa del aumento de la carga orgánica (Figura 14) sobre el crecimiento de bacterias nitrificantes, es decir,



sobre la transformación del nitrógeno amoniacal reflejado en su remoción. Se observa que durante todo el periodo de operación aún con las variaciones de carga orgánica se alcanza el 100% de remoción. En las Fases 1 y 2 no se cumplen con las condiciones requeridas para la nitrificación por lo que se puede asumir que parte del nitrógeno amoniacal que ya no se encuentra en esa forma y que tampoco se transformó en nitratos o nitritos, fue consumido por los microorganismos como nutriente para su establecimiento y mantenimiento.

5.1.4.2 Nitratos (N-NO₃) y Nitritos (N-NO₂)

Como se mencionó en la sección anterior la concentración de nitratos y nitritos fue irregular. Se habló acerca de las condiciones de operación, que no fueron las ideales para la nitrificación debido a que la concentración de nitratos, producto final de dicho proceso, en el efluente es baja (Figura 15).

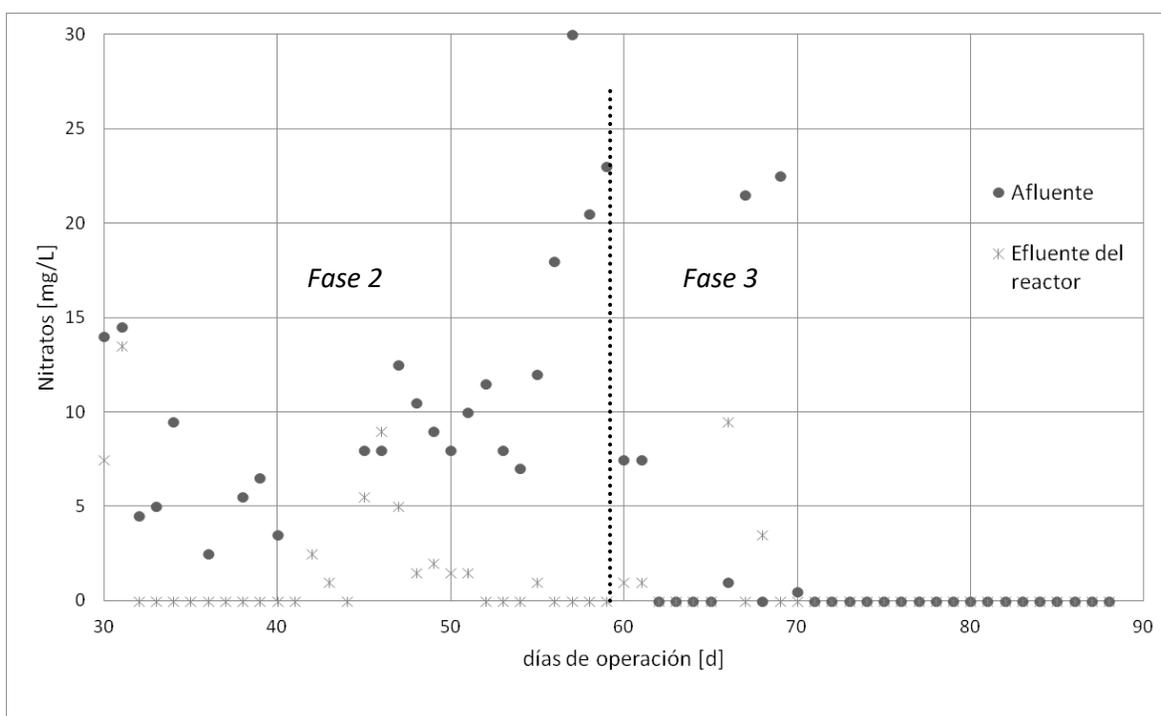


Figura 15. Evolución de la concentración de nitratos durante las Fases 2 y 3

El afluente de la Fase 2 presentó concentraciones de nitratos de ≤ 0.010 a 30 mg/L y se observa una disminución de éstos ya que la concentración en el efluente en la mayoría de los puntos es cero o muy cercana a este valor. La disminución de nitratos es clara evidencia del consumo de estos durante la operación lo que sugiere un proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea.

Para el caso de la Fase 3 se observa un comportamiento similar, aunque este corresponde a los primeros diez días ya que para los posteriores la concentración de nitratos en el afluente fue nula, lo mismo para el efluente, evidenciando nuevamente un proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea.



Los resultados obtenidos revelan la influencia de algunos parámetros que afectaron al proceso de nitrificación, parámetros como el oxígeno molecular, presente en bajas concentraciones, lo que impactó principalmente en la Fase 2 que se operó con una concentración de OD baja e incluso sin presencia del mismo, aunado a esto, durante esta fase la carga orgánica fue más alta que en la última y como se mencionó anteriormente, aumentar la carga orgánica influye en el crecimiento de las bacterias nitrificantes.

De acuerdo con (Gieseke & Arnz, 2002) los nitratos presentes en la superficie de la biopelícula se difunden hacia zona de menor concentración dentro de la biopelícula, zonas profundas que presentan condiciones anaerobias las cuales son óptimas para llevar a cabo procesos de desnitrificación, que suele ocurrir en ausencia de oxígeno y disponibilidad de nitratos y nitritos como aceptores de electrones, es decir, como agentes oxidantes, es de esta manera como se puede justificar el consumo de nitratos y su baja concentración en el efluente. Es importante hacer notar que a pesar de que, según los datos mostrados en la sección anterior, $\approx 100\%$ del nitrógeno amoniacal fue transformado, no se transformó en nitratos por lo que se reitera que no se llevó a cabo un proceso de nitrificación completa.

En comparación con los nitratos, se obtuvieron concentraciones mayores de nitritos (Figura 16).

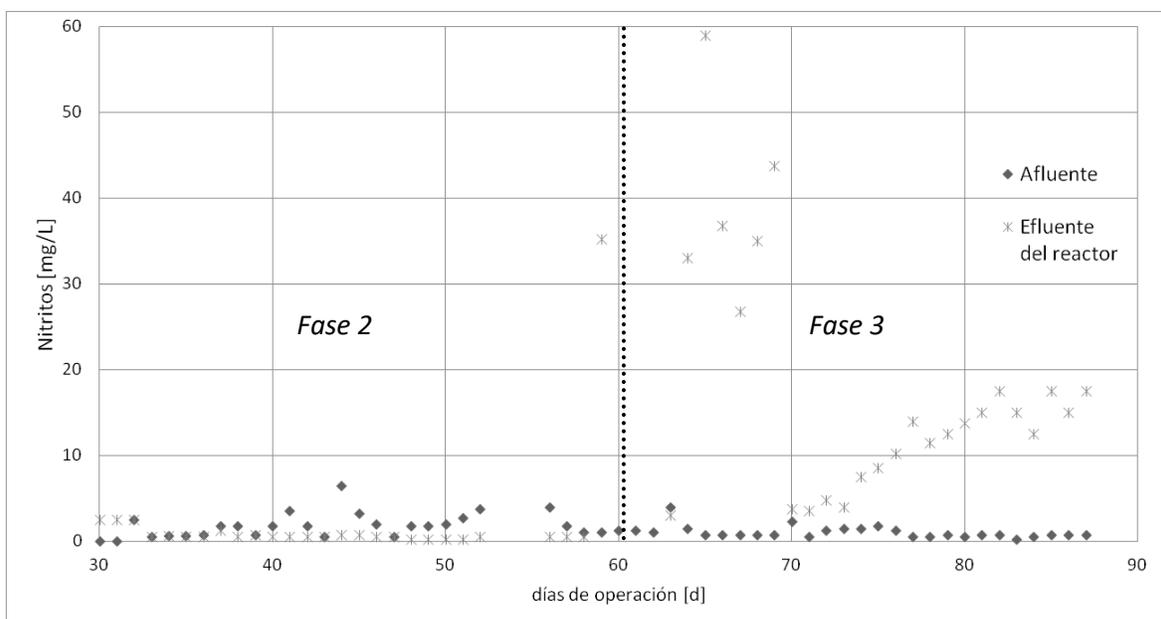


Figura 16. Evolución de la concentración de nitritos durante las Fases 2 y 3

La presencia de nitritos se observó solo en la Fase 3, hay que tener en cuenta que a diferencia de las fases anteriores esta fase se operó con un efluente mayor, carga orgánica menor, de 5 a 5.5 mg/L de oxígeno disuelto y recirculación mayor al 90% con lo cual aumentó el tiempo de retención hidráulico. Nijhof & Klapwijk (1955) (Nijhof & Klapwijk, 1995) proponen que la acumulación de nitritos durante el proceso de nitrificación se debe a fenómenos de difusión. Según estos autores una vez iniciada la oxidación en la superficie de la biopelícula, los nitritos formados se difunden hacia las capas internas y de ahí al exterior, induciendo así, un importante gradiente de concentración en el seno del líquido por lo que hay mayor concentración de nitritos que de nitratos.



Dado que se ha mencionado reiteradamente que parte de la Fase 1 se consideró como periodo de estabilización y de acuerdo con los resultados tan variables obtenidos para nitrógeno amoniacal se optó por determinar nitratos y nitritos únicamente en las Fases 2 y 3. La Figura 17 muestra la concentración de nitrógeno amoniacal, de nitrito y de nitrato en el efluente del reactor en función del tiempo de operación, respectivamente. Esta figura tiene el propósito de mostrar el comportamiento en conjunto de los compuestos nitrogenados durante todo el experimento.

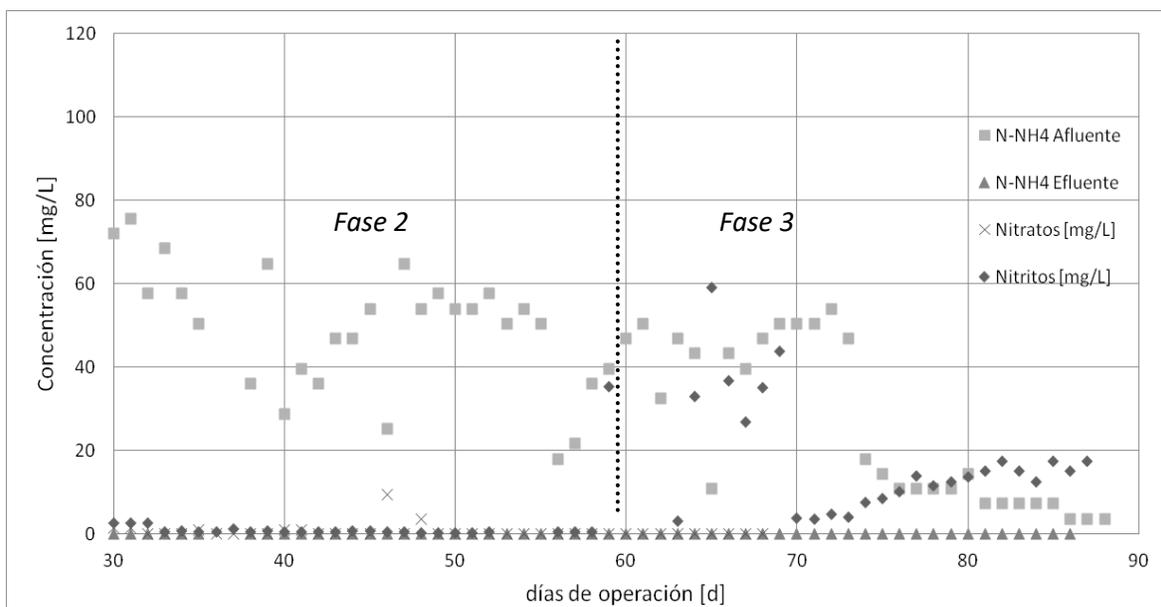
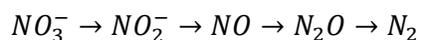


Figura 17. Comportamiento de los compuestos nitrogenados durante las Fases 2 y 3

En la Figura 13 se justifica que para todo el intervalo de carga orgánica en términos de DQO hay remoción de nitrógeno amoniacal, esta remoción puede tener dos causas principales:

1. El nitrógeno amoniacal se convierte en nitratos mediante el proceso de nitrificación
2. El nitrógeno amoniacal se convierte en nitrógeno gas mediante el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea

En la desnitrificación ocurre la reducción de nitratos a nitritos a óxido nítrico a óxido nitroso y a nitrógeno molecular (Sánchez & Sanabria, 2009):



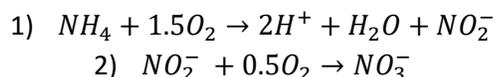
Ocurre en ausencia de oxígeno molecular y requiere un donador de electrones orgánico o inorgánico, como nitratos (Holman & Wareham, 2005). En sistemas en los que ocurre nitrificación y desnitrificación se esperan mínimas concentraciones de N-NO₃ y N-NH₄ en el efluente (Flores, 2007). Dadas las condiciones y los resultados obtenidos para la Fase 2, se concluye que ocurrió una nitrificación-desnitrificación simultánea por lo que parte del nitrógeno amoniacal se transformó en nitrógeno gaseoso que escapó a la atmósfera, esta concentración de nitrógeno no fue cuantificada. Como señala Flores, lograr la desnitrificación es más difícil que la nitrificación porque se necesita



una fuente de carbono orgánica degradable, como nitratos, la cual generalmente se obtienen por la adición de fuentes externas de carbono como metanol o acetato, no obstante, para el sistema experimental no fue necesario debido a que durante esta fase el afluente presentó concentración de nitratos. No se puede asumir que todo el N-NH₄ se transformó por este proceso ya que una porción pudo ser sintetizada por la población microbiana para formar nuevo material celular.

Si hubiera ocurrido una nitrificación se hubieran obtenidos valores de N-NO₃ estequiométricamente equivalentes a las cantidades de nitrógeno amoniacal del afluente.

En cuanto a la Fase 3 se adjudica la remoción del nitrógeno amoniacal al proceso de nitrificación ya que se trata de un proceso de oxidación biológica de amonio a nitritos y posteriormente nitratos mediante bacterias aerobias que emplean es oxígeno de los correspondientes óxidos como receptores de electrones (Mishima, Nishimura, Goi, & Katsukura, 1996). La presencia de oxígeno es primordial para el crecimiento de bacterias nitrificante y se trabajó bajo condiciones aerobias, aunque hubo una considerable producción de nitritos, indicio de que a pesar de que ocurriera la nitrificación, ésta fue incompleta. A continuación, se presentan las reacciones secuenciales para la oxidación de amonio (Sánchez & Sanabria, 2009):



Retomando lo ocurrido en la Fase 2, que se llevara a cabo la desnitrificación es una pauta para suponer que el medio de soporte empleado permite la difusión de nutrientes hacia su interior cuando se presentan limitaciones por difusión de oxígeno.

5.1.5 Oxígeno disuelto

A diferencia del resto de los parámetros, la determinación del oxígeno disuelto se realizó en la PTAR-CU según se indica en la metodología. Las Fases 1 y 2 se operaron prácticamente bajo condiciones anaerobias, aunque hubo algunos días en los que se registró una concentración máxima de oxígeno disuelto de 3 mg/L en el primer punto de muestreo a lo largo del reactor que corresponde al punto más cercano al tubo de Venturi (Figura 18).



Figura 18. Puntos de muestreo de OD a lo largo del reactor tubular



La cuantificación de OD se hizo a lo largo del reactor tubular para determinar el consumo de oxígeno y así evaluar el sistema de aireación utilizado de tal forma que se permita aumentar las áreas de mejora del sistema en conjunto.

En la Figura 19 se muestra el comportamiento de la concentración de OD dentro del reactor para los puntos previamente ilustrados durante la Fase 3, que se operó con aireación.

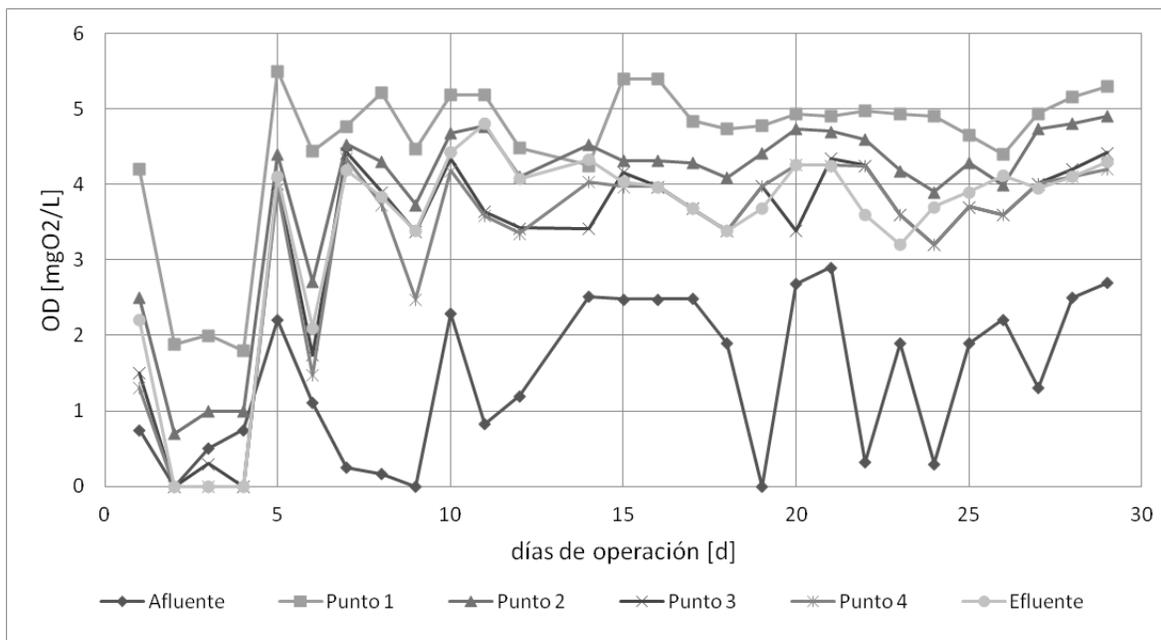


Figura 19. Comportamiento del OD a lo largo del reactor durante la Fase 3

La concentración de OD en el afluente estuvo en un rango de 0 a 2.9 mg/L esta baja concentración se puede atribuir a una alta concentración de materia orgánica. La curva de color naranja, correspondiente al punto 1 es la que presenta mayor concentración de OD, por lo que se observa un aumento logrado por el sistema de aireación. Con este sistema el OD aumenta en un rango de 1 a 5 mg/L, aunque se mantuvo un promedio de 3.1 mg/L. Del punto 1 al punto 2, equivalente a 2 m de longitud, hubo un consumo de OD de 0.2 a 1.7 mg/L, del punto 2 al 3 el consumo estuvo entre 0.1 y 1.35 mg/L, del punto 3 al 4 fue de 0 a 0.89 mg/L. Entre el punto 4 y el efluente se observa en vez de un consumo un ligero aumento en la concentración de OD ya que la toma de muestra del efluente se hizo en un punto (chorro) en el que el agua residual tratada ya se encuentra fuera del sistema por lo que se presenta una ligera aireación. El consumo total de oxígeno disuelto osciló entre 0.6 y 3 mg/L, el mayor consumo se registró en el primer tramo del reactor tubular.

Retomando los resultados presentados en las secciones anteriores durante la Fase 3, la disminución de la concentración de OD se puede relacionar con los porcentajes de remoción de DQO por encima del 60%, en cuanto a los compuestos nitrogenados, el consumo se relaciona con el proceso de nitrificación ya que para la oxidación, por cada gramo de amonio se necesitan 3.55 gramos de oxígeno (Flores, 2007) , para el alto contenido de nitrógeno amoniacal en el afluente el oxígeno



disuelto disponible no fue suficiente, generándose un déficit y por lo tanto se reitera que no se logró un proceso de nitrificación completa.

5.1.6 Potencial de hidrógeno (pH)

El pH tiene una influencia directa en la capacidad de tratamiento de aguas residuales independientemente del tipo de tratamiento; físico, químico o biológico (Q & A, 2012). En general, la materia orgánica y las bacterias se adaptan mejor en un ambiente neutro o ligeramente básico. Un exceso de iones hidrógeno; pH ácido, el crecimiento celular se ve reducido e incluso las bacterias pueden morir (ACS, 2013). Se trata de un factor especialmente importante en los procesos de nitrificación pues las bacterias encargadas de llevar a cabo estas reacciones prefieren condiciones ligeramente alcalinas y se inhiben a valores inferiores a 6 y superiores a 9.5 en presencia de amonio (Szweringi H. & P., 1986).

El pH en el que los microorganismos en presencia de aire se pueden desarrollar está en un intervalo entre 6 y 9 (Kemmer, 1994).

En la Figura 20 se presenta el comportamiento del pH durante el período de experimentación en el afluente (Corriente 1), efluente del filtro (Corriente 2) y el efluente del reactor filtro (Corriente 4) para las tres fases de operación.

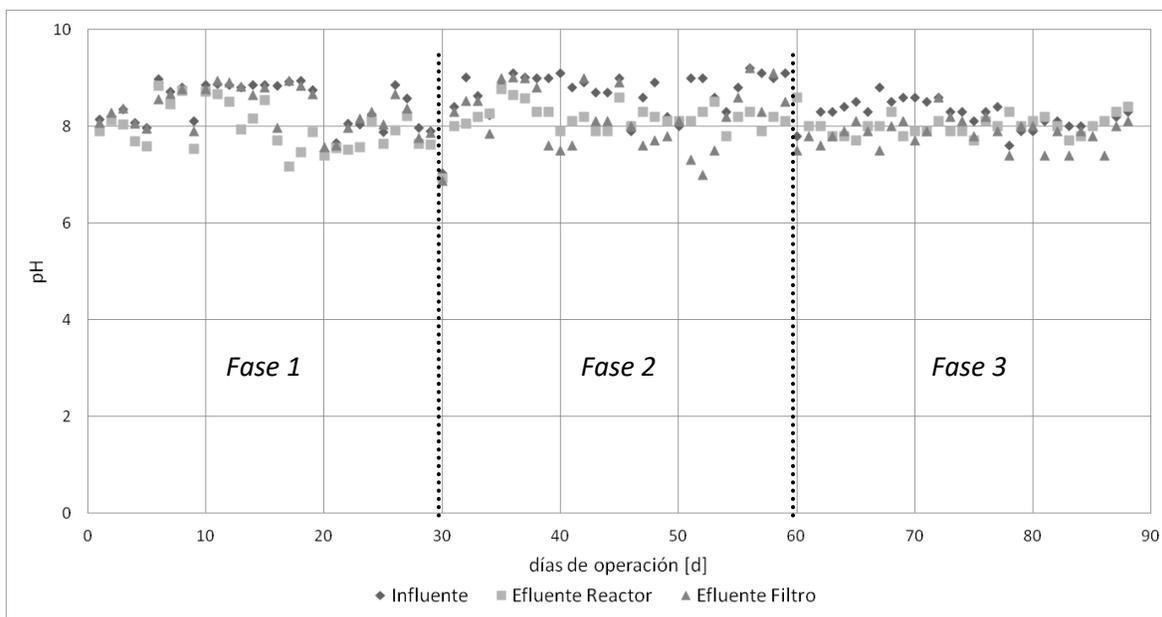


Figura 20. Comportamiento del pH durante el periodo de experimentación

En la Fase 1 y 2 la aireación al reactor era muy baja por lo que no es posible asegurar que no hubiera limitaciones de oxígeno dentro del sistema y por lo tanto que los microorganismos tuvieran la aireación necesaria para un buen desempeño. Si se consideran días de operación bajo condiciones



anaerobias y tomando en cuenta que según (Martí, 2006) el pH para un desempeño óptimo de los microorganismos bajo esta condición no debe ser menor de 6 ni mayor de 8 y de acuerdo con (Rodríguez, s.f) se prefiere un pH de 7, no se obtendrá el desempeño esperado lo cual se verá reflejado principalmente en las remociones de materia orgánica, así como en el proceso de nitrificación.

En la Fase 3 se operó bajo un intervalo de pH de 7.5 a 8.5. Dadas las condiciones de operación se puede considerar como un proceso aerobio y de acuerdo con (Kemmer, 1994) el pH presentado permite el adecuado desarrollo de microorganismo necesarios para llevar a cabo el tratamiento.

Como se puede observar, el pH disminuye en menos de dos unidades del afluente al efluente del reactor en las Fases 1 y 2, en la Fase 3 la variación es mínima, con una diferencia máxima de una unidad.

En los tres casos de observa disminución en el valor del pH. Tomando en cuenta este parámetro como variable de seguimiento se puede decir que se tuvo un proceso estable, por lo que el pH no presenta una influencia significativa principalmente para las poblaciones microbianas.

En cuanto a la remoción de compuesto nitrogenado el pH no fue un factor limitante ya que esta inhibición sucede a un pH de 5.8. La tasa máxima de nitrificación se obtiene a pH entre 7.8 y 8.9 y empieza a modificarse el pH de 6.3 a 6.7 (Henze et al., 1997).

5.1.7 Turbidez

Este es un parámetro de importancia dentro del tratamiento de aguas residuales ya que es un indicativo de la presencia de partículas suspendidas y disueltas de gases, líquidos y sólidos tanto orgánicos como inorgánicos, en un intervalo de tamaño desde el coloidal hasta partículas macroscópicas.

La turbidez hace referencia a lo clara u opaca que está el agua. Niveles bajos de turbidez corresponden a aguas claras mientras que agua turbia o lodosa presenta niveles altos. La turbidez está vinculada con otros parámetros tales como el contenido de oxígeno disuelto; l alto contenido de partículas suspendida provoca que la luz solar sea bloqueada evitando que los organismos acuáticos obtengan la luz necesaria para la fotosíntesis, hay menor producción de oxígeno causando la muerte de estos organismos (Dailey, 2015).

Tabla 24. Turbidez durante el desarrollo experimental

Fase	Afluente	Efluente
1	285.25 ± 74.83	300.26 ± 126.44
2	271.71 ± 82.84	125.55 ± 65.49
3	149.76 ± 102.34	34.540 ± 32.06



La razón por la que analizar la turbidez es importante es que la estética de agua residual tratada influye en la aceptación o rechazo de los consumidores de esta, independientemente de cuál sea su posible uso.

5.1.8 Resumen de resultados

La Tabla 25 muestra en resumen los valores obtenidos de los parámetros evaluados a lo largo del periodo de experimentación, se presenta el intervalo entre el que se mantuvieron, así como el promedio.

Tabla 25. Valores promedio obtenidos durante la operación de sistema experimental

Parámetro	Fase I			Fase 2			Fase 3		
	Valor	Máx	Mín	Valor	Máx	Mín	Valor	Máx	Mín
Carga orgánica volumétrica [kgDQO/m ³ d]	33.86 ± 7.88	48.19	16.86	43.28 ± 11.33	64.70	27.28	21.81 ± 12.24	46.80	1.90
Carga orgánica superficial [gDQO/m ² d]	18.12 ± 4.21	25.79	9.02	23.17 ± 6.06	34.63	14.57	11.67 ± 6.55	25.05	1.021
DQO _{afluente} [mgO ₂ /L]	319.32 ± 84.71	513.10	157.61	409.77 ± 193.64	1013.30	188.12	217.54 ± 167.55	649.43	16.20
%Remoción de DQO	20.40 ± 15.2	48.10	2.10	32.30 ± 23.60	74.60	1.20	59.80 ± 19.60	98.40	27.40
N-NH ₄ _{afluente} [mg/L]	73.84 ± 20.60	108.00	43.20	48.98 ± 14.8	75.60	18.00	25.82 ± 13.34	54.00	3.60
%Remoción de NH ₄	34.09 ± 25.39	84.00	0.00	100.00 ± 0.00	100.00	100.00	100.00 ± 0.00	100.00	100.0
Nitritos _{efluente}	ND	ND	ND	0.75 ± 0.47	2.5	0.25	18.32 ± 12.16	59.00	3.00
Nitratos _{efluente}	ND	ND	ND	7.07 ± 3.44	16.50	≤0.01	1.85 ± 0.51	9.50	≤0.01
SST _{afluente} [mg/L]	162.28 ± 42.36	285.74	77.60	154.61 ± 46.95	318.57	77.60	87.96 ± 52.03	302.53	15.12
SST _{efluente} [mg/L]	170.77 ± 71.58	414.06	88.26	71.87 ± 37.07	154.21	12.2	17.97 ± 8.96	68.73	3.98
SSV _{afluente} [mg/L]	145.66 ± 37.22	253.25	68.77	137.03 ± 41.61	282.35	64.77	75.84 ± 56.38	268.13	13.40
SSV _{efluente} [mg/L]	149.52 ± 63.79	366.97	78.22	63.70 ± 32.86	136.68	10.81	18.03 ± 11.08	63.17	3.53
pH _{afluente}	8.43 ± 0.45	8.97	7.49	8.70 ± 0.47	9.20	7.03	8.23 ± 0.27	8.80	7.60
pH _{efluente}	7.95 ± 0.46	8.84	7.17	8.15 ± 0.33	8.77	6.93	8.01 ± 0.21	8.60	7.70
OD [mg/L]	2.24 ± 1.01	3.00	<0.00	ND	ND	ND	4.56 ± 1.04	5.50	4.00
Turbidez _{afluente} [NTU]	285.25 ± 74.83	503.33	135.66	271.7 ± 82.94	561.33	134.67	149.75 ± 102.38	533.00	25.30
Turbidez _{efluente} [NTU]	300.25 ± 126.44	730	154.50	125.55 ± 62.49	271.00	20.15	34.54 ± 21.06	121.00	5.63

ND=No determinado

Tabla 26. Comparación de resultados según la Fase de operación

Parámetro	Fase en la que se presentó menor concentración de los contaminantes (ppm) en efluente
DQO	Fase 3
N-NH ₄	Fase 2 y Fase 3
Nitritos	Fase 2
Nitratos	Fase 3
SST	Fase 3
SSV	Fase 3
Turbidez	Fase 3



El propósito de las Tablas 25 y 26 es visualizar de forma general los resultados obtenidos para cada una de las Fases experimentales para poder determinar las condiciones óptimas de operación, el intervalo de concentración de contaminantes que permitan un buen funcionamiento del sistema, así como proponer mejoras con las que se aumente su eficiencia.

Con el conjunto de resultados obtenidos se puede determinar que la etapa que mostró mejores resultados de forma general fue la Fase 3. A partir de esto se puede establecer que las condiciones bajo las que se tienen que operar el sistema son las que se presentan en la Tabla 27:

Tabla 27. Datos técnicos recomendados a partir de los resultados experimentales

Parámetro	Unidad	Valor
Oxígeno disuelto	mg/L	4-5.5
Flujo de agua	L/min	60
% Recirculación	%	95
Carga orgánica superficial	[gDQO/m ² d]	32
Concentración de contaminantes DQO	[mg/L]	415
Potencia de bomba	hp	1

En la Figura 21 se muestra el aspecto del agua residual a tratar (a), agua residual en el efluente del pre filtro (b) y efluente del sistema (c) durante la Fase 3. A simple vista se observa que la muestra “c” presenta una considerable disminución de sólidos en suspensión y disueltos lo que se ve reflejado en la disminución de materia orgánica.



Figura 21. Comparación del aspecto del agua residual en cada etapa de tratamiento dentro del sistema experimental.

A pesar de haber obtenidos los mejores resultados bajo las condiciones de operación de la Fase 3, es importante también considerar la normativa vigente en cuanto a los límites máximos permisibles de los contaminantes en aguas residuales tratadas para reúso, en la Tabla 28 se muestran los valores establecidos y los obtenidos en este estudio en la Fase 3.



Tabla 28. Comparación entre la concentración obtenida para cada contaminante y la establecida en la normativa

Parámetro	NOM-001 ¹	NOM-003 ²	Valor obtenido en el presente estudio*
DBO ₅ [mg/L]	75(B) y 30(C)	30	44.8**
NT [mg/L]	40(B) y 15(C)	No especificado	≤0.01
SST [mg/L]	75(B) y 40(C)	30	17.97

*Valor promedio de la Fase 3

** Se determinó según las relaciones propuestas por (Cisterna & Peña, 2013) y (Sánchez R. , 2008)

Según se muestra en la tabla anterior, la calidad del agua residual tratada generada bajo las condiciones de operación de la Fase 3, está por debajo del límite máximo permisible establecido en la NOM-001, para uso en riego agrícola.

Por otro lado, y dado lo que se busca a futuro es poder reusar el agua, bajo los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-003, se estimó que se podría regar un área de 860 m². Este espacio se estimó con la siguiente fórmula:

$$\text{Área} = \frac{\text{Flujo}}{\text{Dotación}}$$

$$\text{Flujo} = \text{Litros por día}$$

$$\text{Dotación} = \text{Litros por metro cuadrado por día}$$

De acuerdo con CONAGUA, la dotación para riego de jardines y parques en espacios abiertos es de 5 L/m²d.

¹ Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles De Contaminantes En Las Descargas De Aguas Residuales En Aguas Y Bienes Nacionales. Embalses Naturales Y Artificiales.

Uso En Riego Agrícola (B). Promedio Mensual

Uso público urbano (C). Promedio Mensual

² Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles De Contaminantes Para Las Aguas Residuales Tratadas Que Se Reusen En Servicios Al Público. Servicios Al Publico Con Contacto Indirecto U Ocasional



5.1.9 Comparación entre el sistema en estudio y un proceso convencional de lodos activados.

De forma general, las principales ventajas que representaría el uso del sistema propuesto con sus respectivas mejoras, frente a los procesos biológicos convencionales son:

- Reducción de volumen del reactor biológico, gracias al empleo de la fibra de poliéster que proporciona una superficie específica elevada.

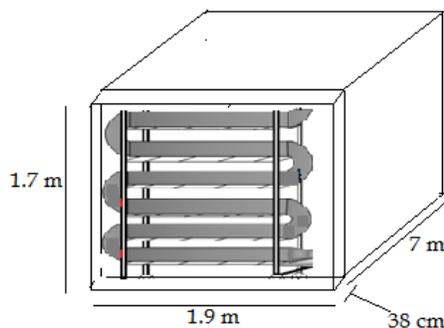


Figura 22. Comparación entre el volumen necesario para el reactor tubular y un tanque de lodos activados

Para tratar un afluente con las mismas características que las tratadas en el presente estudio (Fase 3) se requiere un tanque de lodos activados de 22.6 m^3 . En el [Anexo A](#) se presenta la memoria de cálculo para un reactor de lodos activados.

En la Figura 22 se representa la proporción entre el sistema experimental y un tanque de lodos activados que se calculó como se muestra en el anexo indicado.

- El proceso es flexible ya que se podría modificar la superficie de contacto en función de la porción de soporte empleado para el lecho del reactor, en consecuencia, también la eficiencia del proceso cambiaría.
- La operación y control del sistema son sencillos.
- Durante el proceso no se presentaron problemas de atascamiento y su período de limpieza o mantenimiento no es continuo.



6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

- Se evaluó el funcionamiento de un reactor biológico tubular de lecho fijo para el tratamiento de aguas residuales domésticas, empacado con fibra no tejida como material soporte con área específica de $411 \text{ m}^2/\text{m}^3$ operando en continuo, con arreglo en forma de “S”.
- El arranque y estabilización del sistema en estudio se logró en 29 días.
- Se operó el sistema en tres (3) fases de operación. Fase 1 con caudal de alimentación 18 L/min, concentración de oxígeno disuelto entre 0 y 3 mg/L y sin recirculación. La Fase 2 con caudal de alimentación 18 L/min, concentración de oxígeno disuelto entre 0 y 3 mg/L y 50% de recirculación y finalmente la Fase 3 con caudal de alimentación 60 L/min, concentración de oxígeno disuelto de 5 a 5.5 mg/L y 95% de recirculación.
- Se realizó la caracterización del afluente y efluente, mediante la determinación de (DQO), (NH_4^+), (NO_3^-), (NO_2^-) y (SST) durante la Fase 1, 2 y 3, lo que permitió determinar los porcentajes de remoción. Se obtuvo remoción de NH_4^+ , con un $\approx 100\%$ en las Fases 2 y 3, en términos de DQO se obtuvieron remociones hasta del 74.6% en la Fase 2 y 98.4% en la Fase 3, las cuales representan los máximos y no se mantuvieron lo que se atribuye a la concentración de oxígeno disuelto presente, la cual osciló entre 0 y 5 mg/L.
- Se identificó que, de las tres Fases de operación, durante la Fase 3 se obtuvo mejor calidad del agua; es decir, un efluente con menor concentración de los contaminantes. En esta fase se, trataron 4.32 m^3 al día bajo la modalidad en continuo, con aireación que permitió mantener la concentración de OD entre 4-4.5 mgO_2/L y recirculación del 95%. La mayor remoción de DQO, 98%, se obtuvo con una carga orgánica de 32.7 $\text{kgDQO}/\text{m}^3\text{d}$. La remoción de nitrógeno amoniacal fue de $\approx 100\%$. En cuanto a SST y SSV se obtuvo 29 y 25 mg/L, respectivamente, lo cual se vio reflejado en la turbidez, obteniéndose 49 NTU.
- En general, en términos de DQO se observó que la remoción aumentó con la disminución de la carga orgánica.
- A partir de los resultados experimentales se obtuvieron los datos técnicos recomendados para la operación del sistema presentado, que permiten producir agua residual tratada con calidad adecuada para el cumplimiento de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles De Contaminantes En Las Descargas De Aguas Residuales En Aguas Y Bienes Nacionales. Embalses Naturales Y Artificiales.
- El reactor biológico tubular propuesto requiere un espacio 18 veces menor, para tratar agua residual sanitaria que un reactor convencional de lodos activados, debido al área específica brindada por el material fibroso y la configuración en forma de “S” que permite el aprovechamiento del espacio, por lo que se trata de un sistema innovador.
- Durante la operación del sistema no se presentaron problemas referentes al medio soporte tales como colmatación, indicando que no se requiere mantenimiento continuo al lecho del reactor.



- A diferencia de un sistema convencional de lodos activados, el sistema es de fácil operación ya que se controla mediante un solo panel, en el que se acciona el interruptor ON/OFF de la bomba que es el único equipo que requiere de energía eléctrica para el funcionamiento de todo el sistema.

6.2 Recomendaciones

- Realizar estudios sobre el crecimiento de la biopelícula para determinar si ocurre un crecimiento homogéneo, así como qué tipo de microorganismo crecen.
- Continuar con la operación del sistema para identificar un posible desprendimiento de la biomasa, y en caso de ser así, cuantificarla periódicamente.
- Aumentar el caudal de alimentación con el fin de aumentar la aireación, para esto es necesaria la instalación de una bomba de mayor capacidad que sea soportada por el sistema.
- Ajustar el arreglo del sistema, manteniendo la misma configuración reduciendo el espacio entre los módulos para tener un diseño más compacto.
- Evaluar los mismos parámetros que durante el estudio, a lo largo del reactor tubular, de tal manera que se pueda determinar la eficiencia de remoción por módulo o distancia y determinar si todos los módulos instalados son necesario o en su defecto se podrían adicionar más.
- Evaluar además parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno, grasas y aceites coliformes totales y fecales, así como huevos de helminto.
- Añadir una etapa de pulimiento para el efluente que permita garantizar la calidad del agua en términos de patógenos e indicadores microbiológicos.
- Generar manual de operación y mantenimiento.



REFERENCIAS

- **ACS. (2013).** Advanced Chemical Systems, Inc. Recuperado el 4 de agosto de 2016, de Advanced Chemical Systems: <http://advancedchemsys.com/>
- **Adabju, Sima. (2013).** Specific Moving Bed Biofilm Reactor. Sydney: University of Technology.
- **ADIAT. (2019).** Wetlands de México, Empresa Oaxaqueña Que Impulsa El Tratamiento De Aguas Residuales Con Tecnología Ecológica. Obtenido el 25 de junio de 2021, de <http://adiat.org/>
- **Aguilar, B. I. (2011).** Los Servicios Del Agua En El Norte De México. Gestión, Manejo Financiero Y Aspectos Ambientales. Tijuana: El Colegio De La Frontera Norte, A.C.
- **Altafin, Irene (2020).** Innovaciones En El Desarrollo E Implementacion De Humedales Construidos Para El Tratamiento De Aguas Residuales Domésticas En Latinoamérica Y El Caribe. Nota Técnica N° IDB-TN-01911. División De Agua Y Saneamiento. Banco Interamericano De Desarrollo.
- **BID. (2016).** Premio del Agua y Saneamiento para América Latina y el Caribe. Ciudad de México. Obtenido el 10 de junio de 2021, de <https://www.iadb.org/es/sectores/agua-y-saneamiento/premios-del-agua>
- **BID. (2020).** Banco Interamericano De Desarrollo. Obtenido de ¿Cómo está América Latina En Términos De Saneamiento? <https://www.iadb.org/es/mejorandovidas/como-esta-america-latina-en-terminos-de-saneamiento>
- **Calderón, M. C. (2001).** Serie Autodidáctica De Medición De La Calidad Del Agua. Identificación y descripción de los sistemas secundarios de tratamiento de aguas residuales. Morelos: Gerencia de Recaudación y Control de la Subdirección General de Administración del Agua.
- **Camargo Benjumeda, Julio & Alonso Fernández, Alvaro. (2007).** Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Ecosistemas. Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente, 16(2), 98-110.
- **Campos, G. I. (2000).** Saneamiento ambiental. San José, Costa Rica: EUNED. Editorial Universidad Estatal a Distancia.
- **Cisterna, O. P., & Peña, D. (2013).** Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región. Chile.
- **Cohen, Y. (2001).** Biofiltration. Treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding. Biorresource Technology, 77 (3), 257-274.
- **CONAGUA. (2009).** Comisión Nacional Del Agua. Obtenido el 17 de junio de 2021, de <http://adiat.org/http://www.cuidoelagua.org/empapate/aguaresiduales/nivelestratamiento.html>
- **CONAGUA. (2019).** Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2019. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/611037/Inventario_2019.pdf
- **CONAGUA. (2018).** Libro 36. Tratamientos no Convencionales. En C. N. Agua, Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. Ciudad de México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- **Cong Sac, T., Nguyen, H., Nhut, H., Hung, N., & Tri, T. (2020).** Removal of nutrients and organic pollutants from domestic wastewater treatment by sponge-based moving bed biofilm reactor. Environmental Engineering Research 25(5), 652-658.
- **CPlantae. (2021).** CPlantae. Obtenido el 04 de mayo de 2021, de <https://www.cplantae.com/>
- **Dailey, P. L. (2015).** RWL Water. Obtenido el 16 de mayo de 2021, de <https://www.rwlwater.com/ques-la-turbidez/?lang=es>
- **De Anda, S. J. (2017).** Saneamiento Descentralizado Y Reutilización Sustentable De Las Aguas Residuales Municipales En México. Sociedad Y Ambiente. Año 5. Núm 14, 119-143.
- **De la Peña, M. E. (2013).** Tratamiento De Aguas Residuales En México. Nota Técnica # IDB-TN-521. Banco Interamericano De Desarrollo.



- **DOF. (2021).** Diario Oficial De La Federación. Obtenido el 17 de junio de 2021, de <http://www.dof.gob.mx/index.php>
- **FCEA. (2021).** Fondo Para La Comunicación Y La Educación Ambiental, A.C. Obtenido el 15 de julio de 2021, de <http://fcea.org.mx/>
- **Flores, C. E. (2007).** Evaluación de la combinación de dos medios de soporte en reactores de lecho móvil para la remoción de nitrógeno. Tesis Maestría. Instituto de Ingeniería. UNAM. Ciudad de México.
- **Fluence. (2020).** FLUENCE. Obtenido el 10 de julio de 2021, de <https://www.fluencecorp.com/es/>
- **Fluence. (2021).** FLUENCE. Obtenido el 15 de julio de 2021, de <https://www.fluencecorp.com/>
- **Forde, P. (2014).** Treatment of wastewater using an innovative biofilm reactor the air suction flow biofilm reactor. National University of Ireland Galway.
- **García, M. H. (2010).** Evaluación de transferencia de oxígeno en el sistema de tratamiento con lodos activados de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria en la Ciudad de México. Tesis. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. UNAM. Ciudad de México.
- **García González, S. A. (2018).** Estudio de un reactor biológico de biopelícula fija a escala laboratorio con el uso de materiales no tejidos para la fijación de la biomasa. Tesis. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. UNAM. Ciudad de
- **Gieseke, A., & Arnz, P. (2002).** Simultaneous P and N removal in a sequencingbatch biofilm reactor: insights from reactor- and microscale investigations. *Water Research* , 36, 501-509.
- **Hernández Alarcón, M. (2019).** INECOL. Instituto De Ecología A.C. Obtenido el 15 de junio de 2021, de <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/>
- **Holliday, C., & Rasmussen, T. C. (2003).** Establishing the relation ship between turbidity and total suspended sediment concentration. The University of Georgia. Athens.
- **Holman, J., & Wareham, D. (2005).** COD, ammonia and dissolved oxygen timeprofiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. *Biochemical* , 22, 125-133.
- **IAGUA. (2018).** Inaugurada en México una planta de tratamiento de agua única en el mundo. Obtenido el 11 de junio de 2021, de <https://www.iagua.es/>
- **Iborra, M., & Tejero, J. (2013).** Reactores multifásicos. Catálisis y cinética aplicada. Universidad de Barcelona, España.
- **Ibrahim, H., Qiang, H., Al-Rekabi, W., & Qiqi, Y. (2012).** Improvements In Biofilm Processes For Wastewater Treatment. *Pakistan Journal Of Nutrition*, 708-734.
- **IDAC. (2007).** Fact about Turbidez.
- **INECC. (2007).** El manejo actual de los residuos: Condicionantes y consecuencias. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Obtenido el 07 de julio de 2021, de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/283/cap2.html>
- **Islas, M. A. (2011).** Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. Universidad Nacional del Litoral, Ingeniería Ambiental, Santa Fe, Argentina.
- **Iwai, S., & Kitao, T. (1994).** Wastewater Treatment with Microbial Films. Lancaster, Pensilvania: Technomic Publishing Company, Inc.
- **Jímenez, T. N. (2014).** Diseño de un reactor biológico de fangos activados. Escuela Politécnica Superior y Facultad de Ciencias Experimentales. Departamento de Ingeniería. Almería.
- **Kemmer, F. N. (1994).** Manual del Agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones. México: McGraw Hill.
- **Koparal, A. S., & Bakir, O. U. (2002).** Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *J Hazard Mater*, 83-94.
- **Lahera, R. V. (2010).** Infraestructura sustentable: Las plantas de tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, 12(2), 58-69.
- **Lapo, C. (2014).** Estudio De Medios De Soporte Para Crecimiento Bacteriano Aplicado Al Tratamiento Biológico Aerobio De Aguas Residuales. Quito: Escuela Politécnica Nacional.



- **Li A. (2013).** Biological wastewater treatment. Selecting the process. Chemical Engineering. <https://www.chemengonline.com/>.
- **Low Hui Xiang, D., & Handojo, D. U. (2011).** Correlation between Turbidity and Total Suspended Solids in Singapore Rivers. *Journal of Water Sustainability* , 1, 313-322.
- **Luna, M. G. (2010).** Oportunidades de mejoras ambientales por el tratamiento de aguas residuales en el Perú. Perú: Fondo Nacional del Ambiente.
- **Manahan, S. E. (2007).** Introducción a la Química Ambiental. Ciudad de México: Reverté Ediciones.
- **Manrique, R. E. (2013).** Desarrollo De Tratamientos Aerobios En Medio Fijo. XXI Congreso Internacional Ambiental. CINAM. Colegio De Ingenieros Ambientales De México.
- **Marcó, L., & Azario, R. (2004).** La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 72-82.
- **Martí, O. N. (2006).** Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process. Florida, USA.
- **Massoud, M. A., Tarhini, A., & Nasr, J. A. (2008).** Decentralized Approaches To Wastewater Treatment And Management. *Journal of Environmental Management*, 652-659.
- **Metcalf, & Eddy. (2004).** *Water Engineering Treatment and Reuse* (4 ed.). Nueva York, EEUUA: McGraw Hill.
- **Morgan, S. J., Revah, M. S., & Robles, A. (2001).** Malos Olores En Plantas De Tratamiento De Aguas Residuales: Su Control A Través De Procesos Biotecnológicos. Ciudad de México.
- **Nijhof, M., & Klapwijk, A. (1995).** Diffusional transport mechanisms and biofilm nitrification characteristics influencing nitrite levels in nitrifying trickling filter effluents. *Water Research* , 29 (10), 2287-2292.
- **Nodal, B. E. (2000).** Procesos Biológicos Aplicados Al Tratamiento De Agua Residual. *Ingeniería Hidráulica Y Ambiental* , 22 (4), 52-56.
- **Noyola, A. (1998).** Anaerobio vs aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs primario avanzado, ¿el nuevo debate? *Ingeniería y Ciencias Ambientales* , 10 (34), 10-14.
- **Noyola A., Morgan-Sagastume J.M, & Güereca L. P., (2013).** Selección de Tecnologías Para El Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Guía De Apoyo Para Ciudades Pequeñas Y Medianas. Instituto de Ingeniería. UNAM. Ciudad de México.
- **Ojeda, R., & Buitrón, M. (2001).** Selección Del Medio Soporte Para Un Reactor SBR. IX. Congreso Nacional De Biotecnología Y Bioingeniería. Veracruz.
- **ONU. (2021).** Naciones Unidas. Objetivos De Desarrollo Sostenible. 6 Agua Limpia Y Saneamiento. Obtenido el 07 de julio de 2021, de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/>
- **Pacheco, R. S. (2011).** Propuesta para aumentar la capacidad de la planta de tratamiento de aguas residuales de ciudad universitaria. Tesis Licenciatura. Posgrado de la Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- **Pavanelli, D., & Pagliarani, A. (2002).** Soil and Water: Monitoring Water Flow, Turbidity and Suspended Sediment Load, from an Apennine Catchment Basin. *Biosystems Engineering. Soil and Water Research* , 83 (4), 463-468.
- **Pérez, Z. C. X. (2009).** Capítulo 2. Aguas Residuales: Clasificación, Características y Composición.
- **Picoreanu, C., Van Loosdrecht, M., & Heijnen, J. (1999).** Discrete-differential modelling of biofilm structure. *Water Science Technology*, Vol.39, 7, 115-122.
- **PNUMA. (2004).** Environmental sound technologies in waste water treatment for the implementation of the UNEP global programme of action. "Guidance on municipal wastewater". United Nations Environment Programme. Australia.
- **Pozo, J. S. (2011).** Puesta en marcha de un reactor aerobio de lecho fluidizado para la eliminación de nitrógeno amoniacal. Primera edición Vigo.



- **Premios Latinoamérica Verde. (2018).** Premios Latinoamérica Verde. Obtenido el 10 de julio de 2021, de <https://premiosverdes.org/es/>
- **Quijia, P. (2018).** Evaluación De Un Sistema De Biofiltración A Escala Laboratorio Empleando Como Medio Filtrante Astillas De Ciprés Para Tratar Aguas Residuales Municipales. Obtenido el 09 de mayo de 2021, de <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/19878>
- **Rahman, S., & Clarke, M. (2011).** Establishing a relationship between turbidity and total suspended solids. St John's. Canada.
- **Robles, A. N. (2006).** Una Experiencia En El Desarrollo De Tecnología Biológica Para El Tratamiento De Aguas Residuales. 599-623.
- **Rocha, C. E. (2008).** Sistemas alternos de tratamiento de aguas residuales. Ingeniería de Tratamiento de Aguas Residuales (6). Universidad Autónoma de Chihuahua, México.
- **Rojas, R. (2002).** Sistemas de tratamiento de aguas residuales. Curso Internacional "Gestión Integral De Tratamiento De Aguas Residuales" (pág. 19). CEPIS/OPS-OMS.
- **Romero, Á., García, O., & Janetti, D. (1996).** Vicisitudes De Las Plantas De Tratamiento De Aguas Residuales En México. Ciudad de México: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- **Romero, R. (1994).** Lagunas de estabilización de aguas residuales. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia.
- **Saboni, R. N. (2007).** Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. Ingeniería e Investigación, p. 172-181.
- **Sainz, S. J. (2005).** Tecnologías para la sostenibilidad. Procesos y operaciones unitarias en depuración de aguas residuales. Fundación Escuela de Organización Industrial (EIO). Madrid.
- **Sánchez, R. (2008).** Estudio Estadístico Para La Obtención De Las Relaciones Necesarias Entre Parámetros Analíticos De Las Aguas Residuales Para Su Caracterización Según Los Modelos Matemáticos De Fangos Activados. Universidad Politécnica de Valencia. España.
- **Sehar, S., & Naz, I. (2016).** Role of the Biofilms in Wastewater Treatment. En Microbial Biofilms. Importance and Applications. IntechOpen.
- **Servín, J., Sánchez, C., Mantilla, M., Montesillo, C., & Ruiz, L. (2013).** Selección De Alternativas Para El Tratamiento De Aguas Residuales De Una Ciudad. Instituto Mexicano De Tecnología Del Agua. Jiutepec, Morelos.
- **Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1998).** Gestión Integral De Residuos Sólidos. Volumen I. Madrid: McGraw-Hill.
- **Tejerón Monzón, J. I. (2012).** Tecnologías de biopelícula innovadoras para la depuración de aguas residuales: veinticinco años de investigación del Grupo de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Cantabria. Ingeniería Civil.
- **Toledo, A. (2002).** El agua en México y el Mundo. Gaceta Ecológica, (64),9-18.[fecha de Consulta 17 de junio de 2021]. ISSN: 1405-2849. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906402o>.
- **Torres, L. (2012).** Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. Revist EIA. Escuela de Ingeniería de Antioquia (18), p. 115-129.
- **UNEP. (2010).** Corcoran, E., C. Nellemann, E. Baker, R. Bos, D. Osborn, H. Savelli (eds). 2010. Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, UN-HABITAT.
- **UNESCO. (2016).** Organización de la Naciones Unidas. Obtenido el 10 de julio de 2021, de Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP): <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/facts-and-figures/all-facts-wwdr3/fact-15-water-pollution/>
- **UVM. (2016).** Sala de Prensa. CPlantae. "Empresa mexicana que ha logrado reconocimiento internacional por el uso de tecnologías para el saneamiento del agua". Ciudad de México.
- **Valdivia, S. (2005).** Tratamiento De Aguas Residuales Municipales Utilizando Tres Diferentes Medios De Soporte En Lechos Empacados. Tesis. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. UNAM. Ciudad de México.



-
- **Vargas, K., Calderón, J., Velásquez, D., Castro, M., & Nuñez, D. (2019).** Análisis de los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales domésticas en Colombia. *Revista chilena de ingeniería*, vol. 28 N° 2, 315-322.
 - **Velazco, D. Á., & Corripio, C. E. (2015).** *Transversalidad Ambiental. Innovación, Entorno Tecnológico y Sustentabilidad.* Universidad del Noreste. Dirección de Postgrado y Educación Continua. Guerrero.
 - **Wang, J., & Chu, L. (2016).** Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process. *Biotechnol Adv.* 34(6), 1103-1112.



ANEXOS

ANEXO A

Memoria de cálculo. Tanque de lodos activados

En la figura 23 se muestra el diagrama de flujo general de un proceso convencional de lodos activados mediante el cual a partir de balances de materia se determina el volumen necesario de un reactor de este tipo para tratar la misma concentración de contaminantes que es dispositivo experimental.

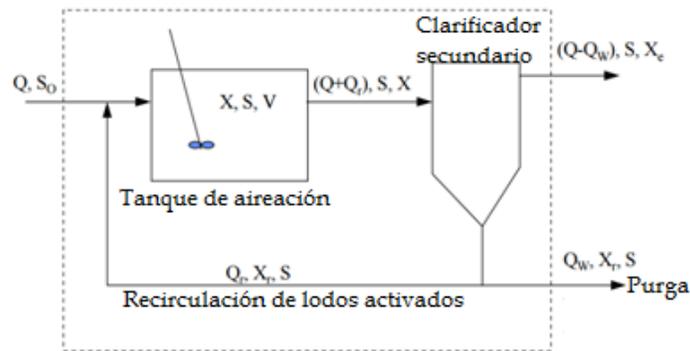


Figura 23. Diagrama de flujo de un proceso convencional de lodos activados

Tabla 29. Nomenclatura empleada

Símbolo	Definición
Q	Caudal de entrada
Q_r	Caudal de recirculación
Q_w	Caudal de purga
S_0	Concentración sustrato a la entrada
S	Concentración de sustrato
X_r	Concentración de biomasa en recirculación
X_e	Concentración de biomasa a la salida
X	Concentración de biomasa en el reactor

Obtención de la ecuación de diseño (Ramalho, 2004; Jiménez, 2014)

1. Balance general

$$\text{Entrada} + \text{Generación} = \text{Salida} + \text{Acumulación}$$

2. Balance de sustrato (Materia orgánica)

$$Q S_0 - V \left(\frac{\mu_{m\acute{a}x} S X}{Y(K_s + S)} \right) = (Q - Q_w) S_e + Q_w S_w$$

3. Balance de biomasa



$$Q S_0 + V \left(\frac{\mu_{m\acute{a}x} S X}{K_S + S} - K_d X \right) = (Q - Q_w) X_e + Q_w X_w$$

Términos

V=volumen del tanque de aireación, m^3

X_i =Concentración de biomasa en corriente correspondiente, mg/L como SSV

S_i =Concentración de sustrato soluble en corriente correspondiente, mg/L como DQO o DBO

Parámetros cinéticos biológicos

$\mu_{m\acute{a}x}$ =Coeficiente de velocidad de máxima crecimiento, h^{-1}

K_S =Coeficiente de saturación media, mg/L

K_d =Coeficiente de decaimiento, h^{-1}

Y =Producción de biomasa, $mgSSV/mgDBO$

4. Consideraciones:

- El reactor o tanque de aireación es un Reactor Continuo Mezcla Perfecta.
- El sedimentador separa toda la biomasa; $X_e \cong 0$.
- La materia orgánica es soluble, sólo son considerados como sólidos las células. El considerar al sustrato como soluble, implica que la concentración de la materia orgánica en el efluente que abandona el sistema es igual a la de la corriente de salida del reactor S , y a su vez igual a la concentración de sustrato en los lodos que se forman en el sedimentador. $S = S_w = S_e$
- La transformación de la materia orgánica en biomasa se produce únicamente en el reactor y que toda la biomasa se encuentra en el reactor.

5. Entonces

6. Balance de sustrato

$$\frac{\mu_{m\acute{a}x} S}{K_S + S} = \frac{QY}{VX} (S_0 - S)$$

7. Balance de biomasa

$$\frac{\mu_{m\acute{a}x} S}{K_S + S} = \frac{Q_w X_w}{VX} + K_d$$

8. Igualando balances

$$\frac{QY}{VX} (S_0 - S) = \frac{Q_w X_w}{VX} + K_d$$



9. Considerando las siguientes definiciones

Tiempo de retención hidráulica

$$\frac{1}{\theta} = \frac{Q}{V}$$

Tiempo de retención celular

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{Q_w X_w}{V X}$$

10. Sustituyendo definiciones de 9 en 8

$$\frac{Y}{X\theta} (S_o - S) = \frac{1}{\theta_c} + K_d$$

11. Re arreglando y poniendo en términos de θ_c

$$XV = \frac{YQ\theta_c(S_o - S)}{1 + K_d\theta_c}$$

Cálculo del volumen requerido para un reactor de lodos activados para obtener la misma concentración de materia orgánica en el efluente que el sistema en estudio

Tabla 30. Datos usados para el cálculo del reactor de aireación

Características del afluente	Características del efluente	Parámetros cinéticos (Ramalho, 200X); (Caudales, s.f)
Q=86.4 m ³ /d So= 283 mgDBO ₅ /L	S=38 mgDBO ₅ /L	Y=0.6 Kg de SSV en el licor mezclado/KgDBO ₅ θ_c =10 días K_d =0.06 d ⁻¹

*La concentración de los sólidos suspendidos volátiles del líquido mezcla (X) es de 3 500 mgSSV/L

Sustituyendo los datos de la tabla 30 en la ecuación obtenida en el punto 11

$$XV = \frac{YQ\theta_c(S_o - S)}{1 + K_d\theta_c}$$

$$(3500) * V = \frac{(0.6)(86.4)(10)(283 - 38)}{1 + 0.06(10)}$$

$$\therefore V = 22.6 \text{ m}^3$$



Si se considera un reactor cubico cada uno de los lados tendría que medir 2.83 m. Si se considera que el largo y el alto del reactor son 1.9 m y 1.7 m (correspondientes a las medidas del reactor en estudio) el ancho del reactor de lodos activados sería de 7 m.



ANEXO B

Correlación Turbidez-Sólidos suspendidos

La determinación de la concentración de SST se lleva a cabo según los métodos estandarizados por la Asociación Americana de Salud Pública (1998) y la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (2000). Se hace mediante la filtración rápida de una muestra de agua residual que posteriormente es secada y pesada, el proceso es largo y requiere de grandes volúmenes de muestra, especialmente cuando la concentración de sólidos en suspensión es baja. Por otra parte, la turbidez se puede medir fácilmente utilizando turbidímetro, solo se requiere su lectura que es sencilla y rápida. Debido a esto, la turbidez es una medición que es empleada para determinar los SST. Existen diversos estudios que demuestran la correlación existente entre estos parámetros, la correlación es única ya que en cada lugar o situación las concentraciones iguales de TSS no dispersan la misma cantidad de luz (Improved methods, 2000; Low Hui Xiang & Handojo, 2011).

El método de turbidez para determinar la concentración de SST se basa en la teoría de que la dispersión de la luz aumenta con la concentración de partículas (Pavanelli & Pagliarani, 2002).

Es importante no perder de vista que la turbidez y los SST miden cosas diferentes y son función de diferentes variables. La determinación de SST depende del peso total de las partículas en suspensión, y es función directa del número, tamaño y gravedad específica de éstas, mientras que la turbidez es una función directa del número, área superficial e índice de refacción de las partículas y es una función inversa de su tamaño (IDAC, 2007).

Procedimiento empleado adaptado de (Low Hui Xiang & Handojo, 2011; Improved methods, 2000; Rahman & Clarke, 2011; Holliday & Rasmussen, 2003).

1. Obtención de lodos del sistema en estudio.
2. Determinación de sólidos suspendidos totales:
y volátiles
 - a. Selecciona volumen de muestra
 - b. Colocar muestra en crisol y determinar su peso en balanza analítica (m_1)
 - c. Secar crisol a 103-105°C durante 20 min en estufa
 - d. Sacar crisol de estufa y enfriar a temperatura ambiente en desecador
 - e. Determinar peso del crisol secado (m_2)
 - f. Cálculo de SST [mg/L]

$$SST \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{m_1 - m_2}{V_{\text{muestra}}}$$

3. Determinación de sólidos suspendidos volátiles
 - a. Introducir crisol secado (del punto e) a una mufla a 550±50°C durante mínimo 20 min
 - b. Sacar crisol e introducir a estufa a 103-105°C durante 20 min
 - c. Sacar crisol de estufa y enfriar a temperatura ambiente en desecador



- d. Determinar peso del crisol secado (m_3)
- e. Determinar peso del crisol secado (m_2)
- f. Cálculo de SST [mg/L]

$$SSV \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right] = \frac{m_3 - m_1}{V_{\text{muestra}}}$$

- 4. Preparación una serie de diluciones a partir de la solución madre; lodos.
- 5. Determinación de turbidez. Se empleó Turbidímetro HANNA HI-98703



Figura 24. Determinaciones con Turbidímetro HANNA

- 6. Elaboración de gráfica. Graficar SST [mg/L] en el eje de las ordenadas (“y”) y Turbidez [NTU] en el eje de las abscisas (“x”). Si la gráfica presenta una relación ente las variables que es lineal, calcular la ecuación de la recta de la forma $y=mx+b$; $SST=m[\text{Turbidez}]+b$. Si la relación no es lineal ajustar a una ecuación potencial de la forma $y=ax^c$; $SST=a[\text{Turbidez}]^c$

En la Tabla 31 se presentan los valores obtenidos de ambas determinaciones para cada una de las diluciones preparadas.

Tabla 31. Datos experimentales usados para la correlación SST, SST y Turbidez

No. Dilución	Concentración [mg/L]		Turbidez [NTU]			Turbidez promedio [NTU]
	SST	SSV				
1	393.00	348.33	199	202	205	202.00
2	196.50	174.17	92.3	91.1	94.8	92.73
3	98.25	87.08	47.3	43.5	44	44.93
4	49.13	43.54	22.7	22.9	24.9	23.50
5	24.56	21.77	12.2	10.8	10.6	11.20
6	12.28	10.89	6.39	5.11	6.62	6.04
7	6.14	5.44	3.2	3.79	3.55	3.51
8	3.07	2.72	1.63	1.79	1.79	1.74
9	1.54	1.36	0.33	0.33	0.31	0.32



Con los datos anteriores se elaboró la gráfica siguiente (Figura 25). Se obtuvo un coeficiente de determinación (r^2) más cercano a la unidad con la ecuación de la recta.

Para la determinación de SST a partir de turbidez se empleó la ecuación:

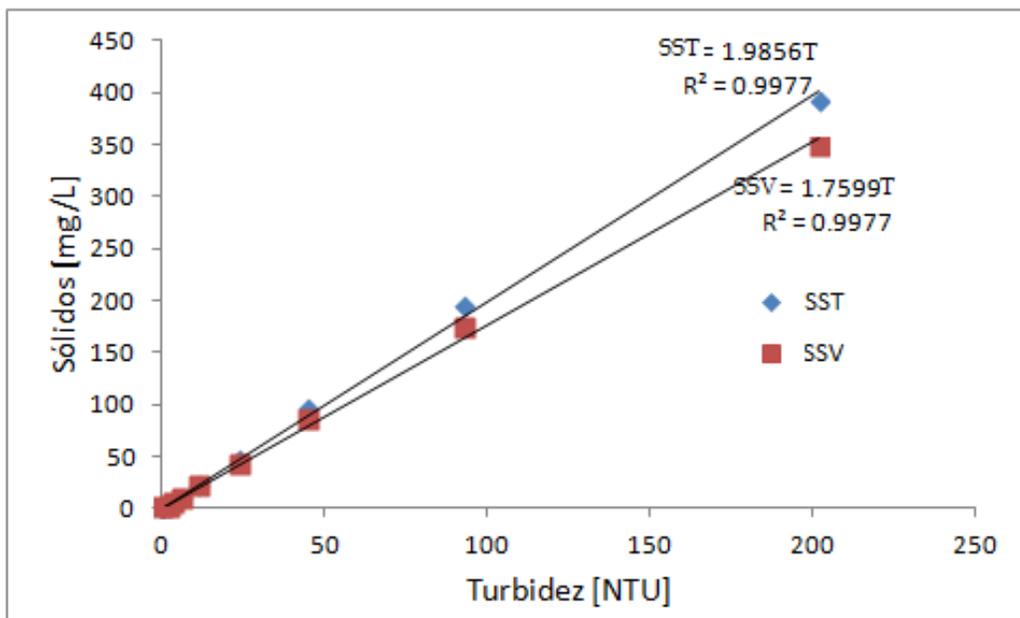


Figura 25. Correlación entre SST y SSV ambos en mg/L y Turbidez en NTU

Ejemplo de cálculo:

Fecha: 11/07/16, día de operación: 79, Turbidez en el afluente: 61.36 NTU

Ecuación de la recta $SST = 1.9856 \times T$

Sustitución de valores $SST = 1.9856 \times 61.36$; $SST = 121.83 \text{ mg/L}$

Para la determinación de SSV a partir de turbidez se empleó la ecuación:

$$SSV = 1.7599 \times T$$

Sustitución de valores $SSV = 1.7599 \times 61.36$; $SSV = 108 \text{ mg/L}$



ANEXO C

Técnicas analíticas

Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQO)

Técnica de determinación de la QDO en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Determinación del índice de la demanda química de oxígeno, método de tubo sellado a pequeña escala. NMX-AA-030/2-SCFI-2011

Principio

Las muestras se oxidan mediante digestión con ácido sulfúrico y dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio II. La plata actúa como catalizador para oxidar la materia orgánica más resistente. El mercurio reduce la interferencia causada por la presencia de iones cloruro. La cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determina midiendo la absorbancia del Cromo (III) formado a una longitud de onda de 600 ± 20 nm para un intervalo hasta de 1000 mg/L. Las mediciones de la absorbancia se efectúan en el tubo de digestión y son convertidas a un valor de DQO por medio de una curva de calibración.

Reactivos

- Estándar de biftalato de potasio [1000mgDQO/L]. Disolver 4.251 ± 0.002 g de biftalato ácido de potasio, previamente secado a $105 \pm 5^\circ\text{C}$ durante 2 horas, en 100 mL de agua y aforar a 500 mL.
El biftalato de potasio tiene una DQO teórica de $1.1176 \text{ mgO}_2/\text{mg}$
- Dicromato de potasio. Disolver 29.418 ± 0.005 g de dicromato de potasio previamente secado a 105°C por $2\text{h} \pm 10$ min en aproximadamente 600 mL de agua en un vaso de precipitado. Agregar cuidadosamente 160 mL de ácido sulfúrico concentrado con agitación. Dejar enfriar y diluir a 1 000 mL en un matraz volumétrico.
- Ácido sulfúrico diluido. A un vaso que contenga 180 ± 2 mL de agua, añadir cuidadosamente con agitación 20 ± 1 mL de ácido sulfúrico concentrado.
- Disolución de sulfato de mercurio II. Disolver 80 ± 1 g de sulfato de mercurio grado reactivo en 200 ± 2 mL de ácido sulfúrico diluido.
- Sulfato de plata en ácido sulfúrico. Disolver 24.0 ± 0.1 g de sulfato de plata en 2 L de ácido sulfúrico concentrado. Para obtener una disolución satisfactoria, agite la mezcla inicial. Deje reposar una noche y después agite nuevamente con el fin de disolver todo el sulfato de plata. Almacenar en botella de vidrio oscuro protegido de la luz directa del sol.
- Reactivos premezclados. Colocar en tubos de digestión individuales:



- 0.50 ± 0.01 mL de dicromato de potasio
- 0.20 ± 0.01 mL de disolución de sulfato de mercurio II
- 2.50 ± 0.01 mL de sulfato de plata

Agitar cuidadosamente y a continuación, tapar los tubos. Dejar reposar una noche para enfriar. Agitar de nuevo antes de su uso.

*Se usaron tubos Hach 16 x 100mm.

Procedimiento

- Preparar al menos cinco diluciones a partir de la disolución estándar de biftalato de potasio

[1000 mgO₂/L] equivalentes de 50 a 1000 mgO₂/L. Se usa la ecuación $V_1 = \frac{C_2 V_2}{C_1}$

V_1 =Volumen de disolución con C_1

C_1 =Concentración de solución estándar

C_2 =Concentración de solución diluida

V_2 = Volumen de disolución con C_2

Tabla 32. Volumen necesario de la disolución estándar para preparación de diluciones

C_1	V_1	C_2	V_2
1000	2.5	50	50
1000	5	100	50
1000	10	200	50
1000	15	300	50
1000	25	500	50
1000	40	800	50
1000	--	--	50

Tratar muestras y diluciones estándar como sigue:

- Precalentar a 150 °C digestor. Se usó Digestor digital HACH DRB200 de 15 celdas
- Colocar en los tubos con los reactivos premezclados 2 mL de muestra previamente filtrada a vacío a través de papel filtro de 0.45 μ m. Tapar tubos y agitar en vortex. Tener precaución ya que los tubos se calientan.
- Como en el punto anterior preparar un tubo con 2 mL de agua destilada para usarse como blanco.
- Colocar todos los tubos preparados en el digestor caliente y poner a reflujo durante 2 horas
- Retirar los tubos del digestor y dejar enfriar a temperatura ambiente, permitiendo la sedimentación de cualquier precipitado.
- Medir absorbancia en espectrofotómetro, calibrado.



Figura 26. Determinación de DQO en digester HACH



Figura 27. Tubos empleados para la curva de calibración

La curva de calibración obtenida y utilizada durante este proyecto se presenta enseguida (Figura 28).

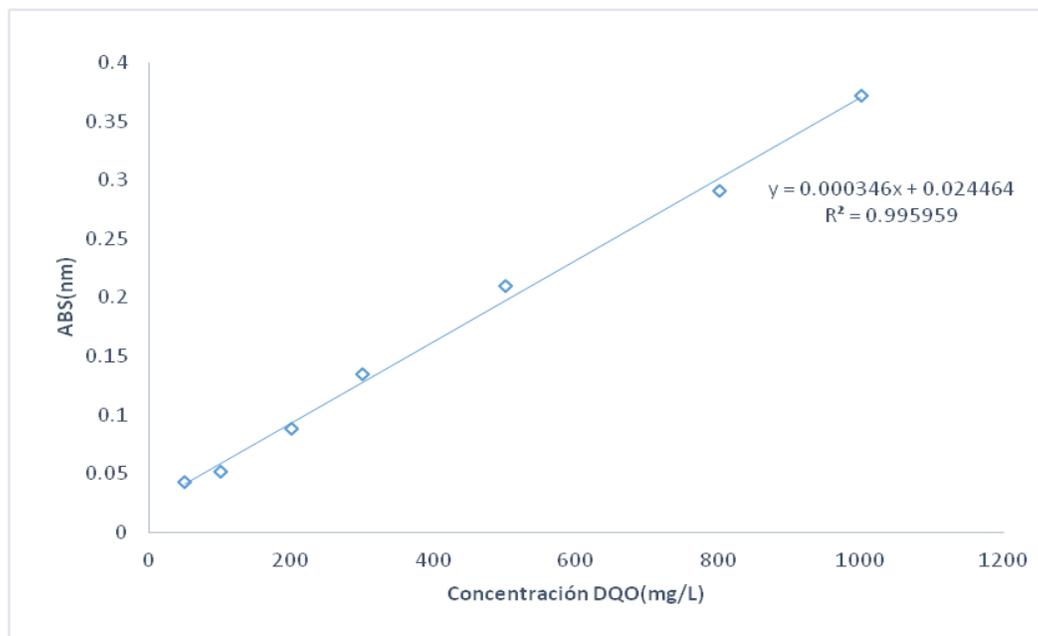


Figura 28. Curva de calibración de DQO



Manejo de resultados

Para determinar el valor de DQO de la muestra, se usa la ecuación de la recta de la curva de calibración,

$$DQO \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{ABS - 0.024464}{0.000346}$$

Ejemplo:

Para una muestra con valor de 0.206 nm

$$DQO \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{0.206 - 0.024464}{0.000346} = 524.7 \text{ mg/L}$$



Sólidos Solubles Totales y Sólidos Solubles Volátiles

Determinación De Sólidos Y Sales Disueltas En Aguas Naturales, Residuales Y Residuales Tratadas.
NMX-AA-034-SCFI-2001

La técnica fue usada para analizar únicamente lodos provenientes de la PTAR-CU ya que para el resto de las muestras se empleó la correlación Sólidos-Turbidez presentada en el Anexo B.

Principio

Se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas, así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

Procedimiento

- Preparación de filtro de fibra de vidrio
 - Colocar filtro de fibra de vidrio sobre charola de aluminio
 - Las charolas se introducen a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo transferirlas a la estufa a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min. Mufla: Barnstead Thermolyne 48000 Furnace
 - Sacar y enfriar a temperatura ambiente dentro de un desecador.
 - Pesar charolas y registrar los datos.
 - Balanza: OHAUS, capacidad máxima 210 g, Probabilidad=00001g
 - Repetir el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtendrá hasta que no haya una variación en el peso mayor a 0,5 mg. Registrar como peso m.
- Preparación de la muestra
 - Sacar las muestras del sistema de refrigeración y permitir que alcancen la temperatura ambiente. Agitar las muestras para asegurar la homogeneización de la muestra.
- Determinación de SST
 - Medir con una probeta, un volumen adecuado de la cantidad seleccionada de muestra previamente homogeneizada la cual depende de la concentración esperada de sólidos suspendidos.
 - Filtrar la muestra a través del filtro de vidrio preparado previamente, aplicando vacío, lavar tres veces con 10 mL de agua, dejando que el agua drene totalmente en cada lavado.
 - Suspender el vacío y secar el filtro de vidrio sobre la charola de aluminio, en la estufa a una temperatura de 103°C a 105°C durante 1 h aproximadamente. Sacar el filtro, dejar enfriar en un desecador a temperatura ambiente y determinar su peso hasta alcanzar peso constante registrar como peso m1.



Estufa: Felisa Horno

- Determinación de SSV
 - Introducir el filtro de vidrio y charola que contiene el residuo de la determinación de SST a la mufla, a una temperatura de $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 15 min a 20 min. Sacar charola de la mufla e introducirlo a la estufa a una temperatura de $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ durante 20 min. Sacar y enfriar a temperatura ambiente en desecador y determinar su peso hasta alcanzar peso constante. Registrar como peso m2.

Manejo de resultados

- SST

$$SST = \frac{(m_1 - m)[mg]}{V_{muestra}[L]}$$

- SSV

$$SSV = \frac{(m_1 - m_2)[mg]}{V_{muestra}[L]}$$



Nitrógeno Amoniaco

Medición de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. NMX-AA-026-SCFI-2010. Inciso 10.2-Nitrógeno Amoniaco

Principio

El nitrógeno de la mayoría de los grupos funcionales orgánicos es convertido en amonio, en la presencia de H_2SO_4 , K_2SO_4 , CuSO_4 y calor. El nitrógeno amoniaco y nitrógeno orgánico son convertidos a sulfato de amonio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$, bajo ciertas condiciones de digestión. Cuando la descomposición se ha completado la disolución se enfría, se diluye y se alcaliniza con hidróxido de sodio concentrado. El amoniaco liberado se destila y se adsorbe en una disolución de concentración conocida de ácido bórico. El amonio puede ser determinado colorimétricamente, por un electrodo selectivo de amonio o por titulación con una solución ácida valorada.

Reactivos

- Disolución indicadora de ácido bórico. Pesar 20.0 g \pm 0.5 g de ácido bórico disolver en 500 mL agua, agregar 10 mL de la mezcla de indicadores y aforar a 1 L. Guardar la disolución en un envase de plástico.
- Disolución de hidróxido de sodio (\approx 6 mol/L). Pesar 240.0 g \pm 0.5 g de hidróxido de sodio disolver en agua; dejar enfriar hasta temperatura ambiente y diluir a 1 L con agua.
- Disolución valorada de ácido sulfúrico (\approx 0.01 mol/L). Diluir solución de ácido sulfúrico concentrada
- Mezcla de indicadores. Pesar aproximadamente 200.0 mg \pm 5 mg de indicador rojo de metilo diluir a 100 mL con alcohol. Pesar aproximadamente 100.0 mg \pm 5 mg de indicador azul de metileno y diluir a 50 mL con alcohol. Mezclar las dos disoluciones en un frasco de vidrio.

Procedimiento

- Tomar 5 mL de la muestra a analizar.
- Añadir 5 mL de hidróxido de sodio para basificar el medio.
- Destilar muestra en equipo de destilación rápida. Rapid Distillation UNIT LABCONCO.
- Recoger la muestra destilada en 20 mL de la solución de ácido bórico al que previamente se le añadieron de 3 a 5 gotas de indicador. Se presenta una coloración verde.
- Titular con solución de ácido sulfúrico hasta que la solución vire a color rosa.
- Registrar el volumen de ácido gastado en la titulación.

Para determinar la validez del método, se preparó una solución de 50 mg/L de amonio, se trata según el procedimiento antes descrito.

Manejo de resultados



Para determinar el valor de nitrógeno amoniacal de la muestra, se usa la siguiente ecuación:

$$NH_4^+ = \frac{(Concentración\ de\ H_2SO_4)(Masa\ molar\ del\ Amonio)(Volumen\ del\ H_2SO_4\ gastado)}{Volumen\ de\ muestra}$$

Ejemplo

Para la solución de concentración conocida se gastó un volumen de ácido sulfúrico de 1.4 mL, aplicando la ecuación anterior se obtiene:

$$NH_4^+ = \frac{(0.01 \frac{mol}{L})(18 \frac{g}{mol})(1.4\ ml)}{0.005\ L} = 50.4\ mg/L$$



Nitratos

Determinación de nitrógeno de nitrato. Método espectrofotométrico ultravioleta. NMX-AA-82-1986

Resumen

La concentración de nitratos en una muestra de agua se determina midiendo la absorbancia en el ámbito de ultravioleta a 220 nm y comparándola con una curva de calibración. La relación entre absorbancia y concentración es lineal hasta una concentración de 11 mg/L. El mínimo detectable es de 0.01 mg/L.

Reactivos

- Solución madre de nitratos. Secar nitrato de potasio (KNO_3) en una estufa a 105 °C por 24 horas y enfriar en un desecador. Pesar 0.7218 g de nitrato de potasio anhidro y diluir a 1 L con agua destilada. Preservar con 2 mL de cloroformo (CHCl_3).
- Solución patrón de nitrato. Diluir 50 mL de solución madre de nitratos a 500 mL con agua destilada.
- Solución de ácido clorhídrico, 1N. Diluir 83 mL de ácido clorhídrico concentrado (HCl) a 1 L con agua destilada.

Procedimiento

- Curva de calibración
 - Diluir los siguientes volúmenes de la solución patrón y aforar a 50 mL, 0, 1, 3, 7, 10, 15, 20, 30 y 35 mL correspondientes a las siguientes concentraciones: 0, 0.2, 0.6, 1.4, 2.0, 3.0, 4.0, 6.0, y 7.0 μg de $\text{N-NO}_3/\text{mL}$.
 - Tomar 50 mL de cada solución
 - Añadir 0.5 mL de solución de HCl 1N a cada una de las soluciones de la curva y mezclar.
 - Realizar mediciones espectrofotométricas. Cary 50 SCAN. UV-Visible Spectrophotometer VARIAN.
 - Trazar la curva de calibración graficando las absorbancias obtenidas contra las concentraciones correspondientes.
- Muestras
 - Filtrar aproximadamente unos 100 mL de muestra.
 - Con cada lote de muestras analizar un blanco, un duplicado, un estándar de 0.2 mg/L y uno de 1.0 mg/L.
 - Añadir 0.5 mL de solución de HCl 1N a cada una de las soluciones de la curva y mezclar.
 - Realizar mediciones espectrofotométricas.



Manejo de resultados

Se determina la concentración de nitratos expresada en $mgN - NO_3^- / mL$ en el equipo empleado, multiplicando este valor por V que es el volumen en el que se prepararon las diluciones patrón.

$$C \left[\frac{mgNO_3^-}{L} \right] = \left(\frac{mgN - NO_3^-}{mL} \right) * V$$

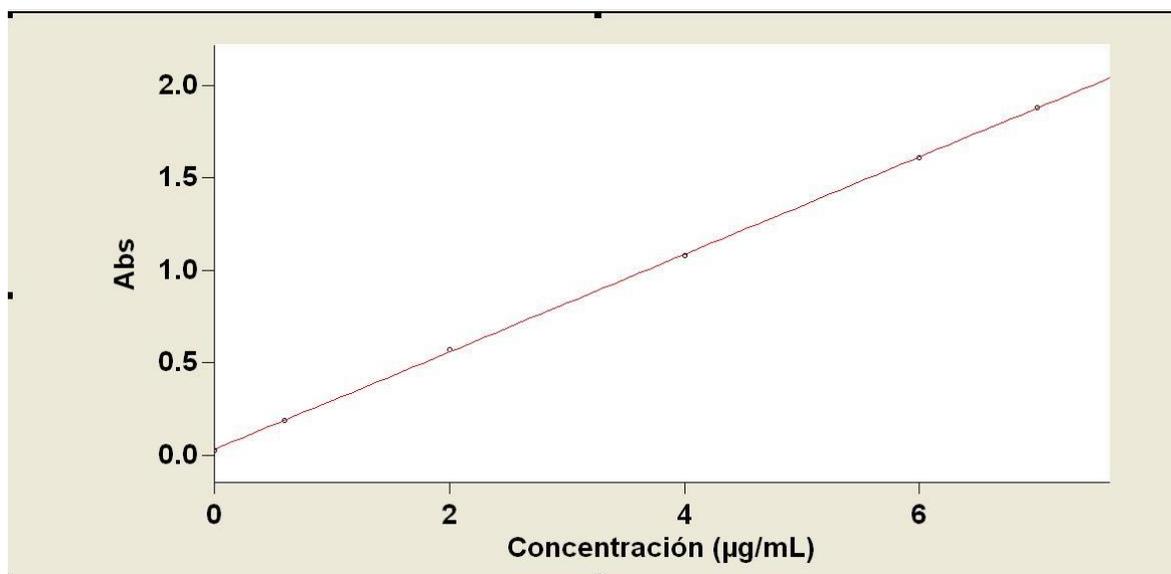


Figura 29. Curva de calibración para nitratos, obtenida en el espectrofotómetro



Nitritos

Determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales, residuales, residuales tratadas y marinas. NMX-AA-154-SCFI-2011

Principio

El compuesto diazonio formado por la diazotización de sulfanilamida con nitritos en el agua bajo condiciones ácidas se une con diclorhidrato N-(1-Naftil) etilendiamina para producir un color púrpura-rojizo que se mide espectrofotométricamente a 540 nm ó 543 nm.

Reactivos

- Reactivo de color-buffer: A 250 mL de agua destilada añadir 105 mL de de ácido clorhídrico concentrado, 5 g de sulfanilamida y 0.5 g de diclorhidrato de N-(1-naftil) etilendiamina, agitar hasta disolver. Añadir 136 g de acetato de sodio y agitar hasta disolver. Diluir a 500 mL con agua destilada. Solución patrón de 250 mg N - NO₂⁻/L. Tomar 250 mL de nitrito de sodio trazable de 1000 mg N – NO₂⁻/L.
- Disolución de Ácido clorhídrico 1:3. Diluir 10 mL de HCl en 30 mL de agua.
- Disolución de referencia madre de concentración de 100 mg/L de NO₂⁻. Pesar 0.1493 g de nitrito de sodio previamente desecado 24 h en un desecador y disolver en agua y llevar a volumen de 1 L. Preservar con 2 mL de cloroformo por litro. 1 mL = 0.10 mg de NO₂⁻.
- Disolución de referencia de trabajo de nitritos de concentración de 1 mg/L de NO₂⁻. Diluir 10 mL de la disolución de referencia a 1 L. 1 mL = 0.001 mg de NO₂⁻.

Procedimiento

- Curva de calibración
 - En matraces volumétricos de 50 mL preparar la siguiente serie de diluciones que contengan de 0.01 mg/L a 0.20 mg/L de NO₂⁻ a partir de la disolución referencia de trabajo de nitrito de concentración de 1 mg/L. Preparar de 8 a 10 diluciones.
 - Tomar 50 mL de cada solución.
 - Añadir 2 mL de reactivo de color –buffer para cada disolución de referencia y muestras; mezclar y permitir que el color se desarrolle en por lo menos 15 min.
 - Realizar mediciones espectrofotométricas. Cary 50 SCAN. UV-Visible Spectrophotometer VARIAN.
 - Trazar la curva de calibración graficando las absorbancias obtenidas contra las concentraciones correspondientes.
- Muestras
 - Filtrar aproximadamente 100 mL de muestra.
 - Con cada lote de muestras analizar un blanco, un duplicado y un estándar.
 - Añadir 2 mL de reactivo de color –buffer para cada disolución de referencia y muestras; mezclar y permitir que el color se desarrolle en por lo menos 15 min.



- Realizar mediciones espectrofotométricas.

Manejo de resultados

Se determina la concentración de nitratos expresada en $mgN - NO_2^- / mL$ en el equipo empleado, multiplicando este valor por V que es el volumen en el que se prepararon las diluciones patrón.

$$C \left[\frac{mgNO_2^-}{L} \right] = \left(\frac{mgN - NO_2^-}{mL} \right) * V$$

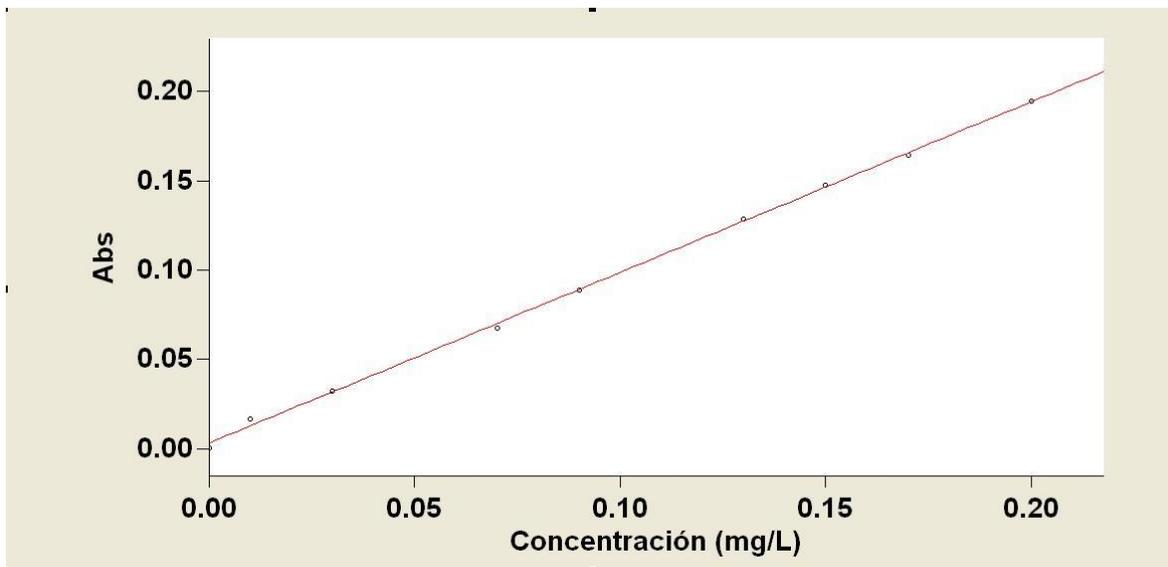


Figura 30. Curva de calibración para Nitritos, obtenida en el espectrofotómetro