



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA ÚNICO DE ESPECIALIZACIONES EN
INGENIERÍA**

**DIAGNÓSTICO TÉCNICO EN DOS PLANTAS DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
MUNICIPALES EN EL VALLE DE TOLUCA**

TESINA

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
ESPECIALISTA EN INGENIERÍA SANITARIA**

PRESENTA:

ANA KAREN CHAVEZ VALDEZ

DIRECTORA DE TESINA:

M.I ALBA BEATRIZ VÁZQUEZ GONZÁLEZ



CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX. 2023



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.

AGRADECIMIENTOS

A la UNAM y a todos los maestros que integran el programa de especialización en ingeniería sanitaria. En especial a la M.I Alba Beatriz Vázquez González por su orientación y apoyo a lo largo de esta investigación.

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) por el apoyo económico otorgado durante el curso de este programa de especialización.

A la Comisión del Agua del Estado de México (CAEM), por las facilidades brindadas en el desarrollo de esta investigación.

A mis compañeros de la especialidad por su gran compañerismo en nuestro día a día como futuros especialistas.

DEDICATORIA

A mi madre Emma, mi padre Sergio y mi hermana Isabel, con profundo amor y eterno agradecimiento por su apoyo incondicional.

“Si tienes que lidiar con el agua, consulta primero la experiencia y luego la razón”

Leonardo Da Vinci

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	8
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	8
1.2 CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS de TRATAMIENTO	9
1.2.1 Planta Tratadora de Aguas Residuales Atarasquillo.....	10
1.2.2 Planta Tratadora de Agua Residual Santa María Zolotepec.....	12
1.3 OBJETIVOS	15
1.4 METODOLOGÍA.....	16
CAPÍTULO 2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA	20
2.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	20
2.1.1 Temperatura.....	20
2.1.2 Grasas y aceites	20
2.1.3 Sólidos	20
2.1.4 Color	22
2.1.5 pH	22
2.1.6 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	22
2.1.7 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	23
2.1.8 Nitrógeno	24
2.1.9 Fósforo	26
2.1.10 Metales pesados	27
2.1.11 Microorganismos.....	27
2.2 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL	29
2.2.1 Cribado	29
2.2.2 Desarenador tipo canal de flujo horizontal.....	30
2.2.3 Medición de gastos	30
2.2.4 Cárcamo de bombeo	31
2.2.5 Tratamiento anaerobio	32
2.2.6 Tratamiento aerobio	41
2.2.7 Combinación de tratamiento anaerobio y aerobio.....	48
2.2.8 Clarificadores secundarios	50
2.2.9 Desinfección	52
2.2.10 Lechos de secado de lodos.....	53

2.3 MARCO NORMATIVO	56
CAPÍTULO 3. RESULTADOS	58
3.1 Revisión de los resultados obtenidos en la PTAR Atarasquillo	60
3.2 Revisión de los resultados obtenidos en la PTAR Zolotepec.....	64
CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES	69
CAPÍTULO 5. RECOMENDACIONES.....	72
REFERENCIAS.....	76
ANEXO 1	80
ANEXO 2	82
ANEXO 3	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Localización de las plantas tratadoras de este estudio	9
Figura 2 Tren de tratamiento de la PTAR Atarasquillo	10
Figura 3 Sólidos flotantes en sedimentadores y tanque de desinfección y tuberías de purga de lodos	11
Figura 4 Llaves para el muestreo de lodos del reactor anaerobio usadas para purga de lodos y lechos de secado	12
Figura 5 Reactor aerobio con espumas marrones y aireación no uniforme	12
Figura 6 Tren de tratamiento de la PTAR Zolotepec	13
Figura 7 Espumas en cárcamo de filtro percolador y espumas y sólidos en tanques sedimentadores y tanques de desinfección	14
Figura 8 Filtro percolador y aspersion y medio de soporte no uniforme del filtro percolador	14
Figura 9 Puntos de muestreo en la PTAR Atarasquillo	16
Figura 10 Puntos de muestreo en la PTAR Zolotepec	16
Figura 11 Ciclo del nitrógeno	24
Figura 12 Ingreso del proceso Anammox en el ciclo del Nitrógeno	26
Figura 13 Geometría de un canal Parshall	31
Figura 14 Pasos metabólicos involucrados en la biotransformación anaerobia	33
Figura 15 Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA)	36
Figura 16 Relación entre velocidad de flujo ascendente y TRH en diferentes alturas del reactor ..	38

Figura 17 Ejemplo de dispositivos de muestreo y descarga de lodos en reactores RAFA	40
Figura 18 Ejemplo lecho de secado	54

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Datos climatológicos de la estación 15396 para el periodo 2006-2017	9
Tabla 2 Tabla resumen de análisis de calidad en todos los puntos muestreados	17
Tabla 3 Tiempo máximo de almacenamiento de las muestras y técnica para la determinación de analitos	18
Tabla 4 Criterios de diseño y operación evaluados	18
Tabla 5 Principales metales pesados en el agua residual	27
Tabla 6 Características descarga de canales Parshall	31
Tabla 7 Parámetros de diseño considerados en el proceso RAFA + Lodos activados	49
Tabla 8 Criterios y parámetros de diseño de filtros percoladores de lecho rocoso de alta tasa posterior a reactores RAFA	50
Tabla 9 Cragas hidráulicas superficiales para el diseño de sedimentadores secundarios posteriores a un filtro percolador	50
Tabla 10 Rangos de sedimentabilidad y sus valores de IVL y coeficientes v_0 , K, m, n	52
Tabla 11 Resultados de mediciones en campo durante el primer y segundo muestreo	59
Tabla 12 Resultados de mediciones de laboratorio primer y segundo muestreo	60

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El Estado de México cuenta con 135 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de acuerdo con el Sistema Nacional de Información del Agua (SINA). De las cuales, se seleccionaron dos de ellas para la realización de este estudio, mismas que se localizan en la Zona Metropolitana del Valle de Toluca y son administradas por la Comisión del Agua del Estado de México (CAEM) Gerencia Regional de Operación Toluca.

En ambas plantas el proceso de tratamiento es de tipo biológico, con una combinación de un tratamiento anaerobio seguido de un tratamiento aerobio. En donde los lodos aerobios de purga son retornados al reactor anaerobio para su tratamiento con el fin de disminuir la cantidad de lodos sujetos a deshidratación y disposición final.

Si bien la bibliografía reporta amplios beneficios y experiencias de trabajo positivas por la combinación de tratamiento anaerobio-aerobio y su respectivo manejo de lodos tal como se mencionó anteriormente, dichos estudios se sitúan en regiones de clima cálido, lo cual contrasta ampliamente con el clima templado en donde se localizan estas dos plantas.

Durante visitas de campo llevadas a cabo en ambas plantas de tratamiento se pudo observar en una de ellas una gran cantidad de sólidos flotantes y burbujas de gas en los tanques de sedimentación y el tanque de desinfección, así como la presencia de espumas color marrón en el reactor biológico. Mientras que, en la otra planta de tratamiento, se detectó la presencia de espumas blancas, sólidos flotantes y malos olores en el tanque de sedimentación y tanque de desinfección.

Cabe resaltar que, ninguna planta cuenta con laboratorio que permita medir la calidad del agua *in situ*, únicamente se realizan análisis fisicoquímicos mensuales al influente y efluente cuyos resultados no suelen ser compartidos con la Gerencia Toluca ni con personal de Operaciones salvo que se realice su solicitud a las oficinas centrales de la Comisión.

De esta forma, surge la necesidad de llevar a cabo un diagnóstico que permita dar cuenta de la situación actual y eficiencia de ambas plantas de tratamiento con base en su diseño y operación, con el fin de plantear recomendaciones que contribuyan a mejorar el manejo del agua residual en ambas plantas.

Además, considerando la entrada en vigor en 2023 de la actualización a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, así como el compromiso nacional con el Objetivo del Desarrollo Sostenible (ODS) número seis “Disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos”, el presente trabajo busca contribuir con un diagnóstico para el análisis y la toma de decisiones que se oriente a dar cumplimiento a la normatividad y el ODS. Por otra parte, este trabajo pudiera ser útil para otros Organismos Operadores que tengan trenes de tratamiento similares.

1.2 CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS de TRATAMIENTO

Las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) de este estudio se localizan en las localidades de Santa María Atarasquillo y Santa María Zolotepec. Su ubicación se muestra en la **Figura 1**, siendo sus coordenadas en grados decimales para PTAR Atarasquillo 19.339981, 99.487995 y para PTAR Zolotepec 19.410054, -99.4988639.

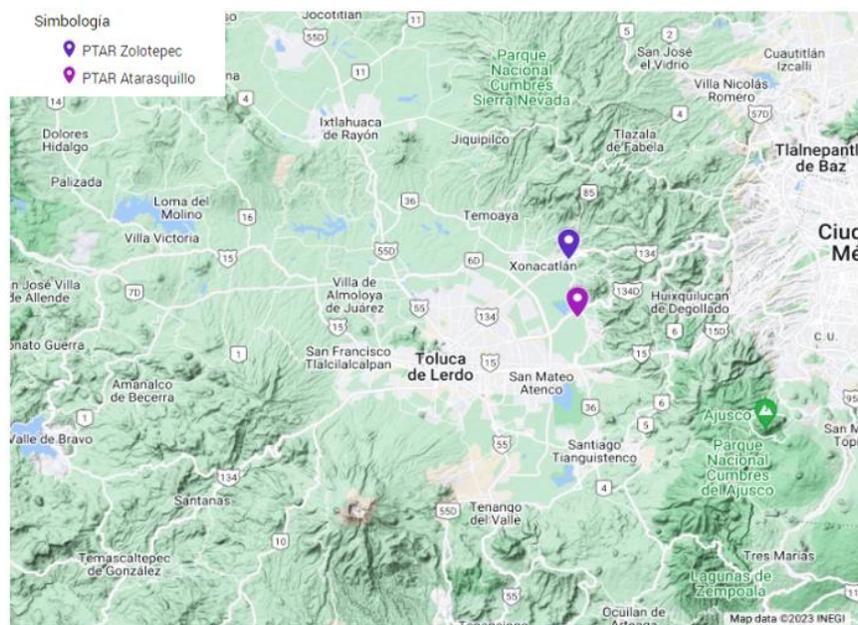


Figura 1 Localización de las plantas de tratamiento de este estudio.

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con la CONABIO, el clima de la zona en donde se localizan las plantas es templado subhúmedo. Lo cual es congruente con los datos de temperatura y precipitación obtenidos a través la estación meteorológica más próxima a ambas plantas (no. 15396), mismos que se resumen en la **Tabla 1**. Cabe mencionar que dichos datos corresponden al periodo 2006-2017 siendo los únicos datos disponibles en esa estación.

Tabla 1 Datos climatológicos de la estación 15396 para el periodo 2006-2017

Variable climatológica	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Temp. Máx.	19.0	20.7	21.8	23.1	22.7	21.1	19.8	20.0	20.0	20.6	20.3	19.9
Temp. Mín.	-0.3	0.7	2.5	4.6	7.9	8.4	8.5	8.3	8.6	5.3	1.9	-0.4
Temp. Med.	9.3	10.7	12.1	13.8	15.0	14.8	14.1	14.2	14.3	12.9	11.1	9.8
Precip. Máx. Mensual	51.8	99.8	44.4	84.7	184.0	330.6	390.3	443.6	245.0	104.5	92.0	52.0
Precip. Mín. Mensual	0.0	0.0	0.8	13.9	21.2	87.7	122.6	131.3	67.2	3.2	0.0	0.0
Precip. Med. Mensual	15.0	22.1	14.1	31.3	85.7	172.3	204.6	211.6	148.8	42.6	25.7	10.9
Precip. Máx. Diaria registrada	43.5	41.0	15.1	26.1	42.3	72.8	45.9	72.5	66.1	56.4	66.4	31.6
Precip. Mín. Diaria registrada	0.0	0.0	0.8	5.7	6.9	14.8	12.2	18.8	15.7	1.9	0.0	0.0

Fuente: Servicio Meteorológico Nacional

A continuación, se describen las características más relevantes de ambas plantas de tratamiento, dicha información fue obtenida a través de documentos de acceso público, recorridos en campo y entrevistas con personal de operativo.

1.2.1 Planta Tratadora de Aguas Residuales Atarasquillo

La planta de tratamiento fue construida en 2010. El gasto de diseño es de 15 litros por segundo, mientras que su gasto de operación es de 12 litros por segundo. La PTAR opera 24 horas al día y el efluente es descargado en un canal de drenaje a cielo abierto próximo a las instalaciones, el cual desemboca en el río Lerma.

Tal como se muestra en la **Figura 2**, la PTAR Atarasquillo lleva a cabo un tratamiento biológico por medio de un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) seguido de un reactor aerobio de lodos activados de mezcla completa.

Tal como se indica en el **Anexo 1**, a nivel nacional existen otras 11 plantas cuyo proceso de tratamiento es similar a este, de las cuales el 42 % también se localizan en climas templados mientras que el resto en climas semicálidos y cálidos.

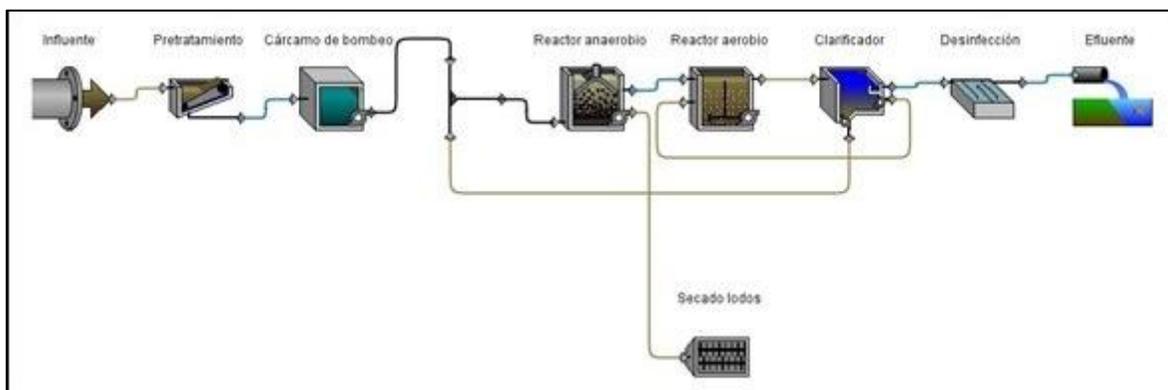


Figura 2 Tren de tratamiento de la PTAR Atarasquillo.
Fuente: Elaboración propia

El influente es de tipo doméstico ya que la PTAR no recibe aportes de tipo industrial, únicamente de comercios pequeños y zonas habitacionales. En la etapa de pretratamiento el agua pasa a través de una criba gruesa seguido de una criba fina. Enseguida, el influente se dirige hacia un canal desarenador bifurcado. Posteriormente, a través de un canal Parshall con el fin de medir el gasto. Finalmente, llega a un cárcamo de bombeo que envía el agua pretratada hacia el reactor anaerobio.

En el tratamiento secundario, el agua ingresa a un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) de forma rectangular cuyas dimensiones son de 7.0 m de ancho, 14.0 m de largo, 4.5 m de alto. Posteriormente, el efluente se dirige hacia un reactor aerobio de lodos activados de mezcla completa cuyas dimensiones son de 5.0 m de ancho, 10.5 m de largo, 3.0 m de alto.

Posterior del tratamiento biológico, el agua pasa a través de canaletas superiores hacia dos tanques de sedimentación secundaria rectangulares cuyas dimensiones superficiales son 3.7 x 3.7 m. Una parte de los lodos sedimentados recircularán al reactor aerobio y otra parte serán desechados y enviados al reactor RAFA para su estabilización y espesamiento, en donde posteriormente serán purgados y enviados a los lechos de secado.

Finalmente, el efluente es bombeado hacia el tanque de desinfección previo a su descarga. Adicionalmente, la PTAR cuenta con caseta de control de equipos y área administrativa con sanitario, ducha y área de alimentos.

Tal como se muestra en la **Figura 3**, en recorridos en campo se pudo identificar sólidos flotando en los tanques de sedimentación secundaria como un manto uniforme. Esta situación se repite en el tanque de desinfección, incluyendo la presencia de burbujas de gas y malos olores.

Además, de acuerdo con entrevistas al personal, uno de los dos sedimentadores suele presentar mayor concentración de sólidos flotantes en comparación con el otro, lo cual le atribuyen a que dicho sedimentador tiene una profundidad adicional de 60 cm, en tanto que las tuberías de purga se encuentran al mismo nivel en ambos casos, por lo que se infiere que los lodos no son efectivamente purgados y esto conduce a su flotación en mayor medida.



*Figura 3 a y b) Sólidos flotantes en sedimentadores y tanque de desinfección c) tuberías de purga de lodos
Fuente: Recorridos en campo*

De igual forma, se identificó la obstrucción de las tuberías de purga de lodos del reactor anaerobio. Personal operativo lo atribuye a que lodos remanentes en la tuberías obstruyeron el flujo al secarse. Razón por la cual la purga se realiza utilizando las llaves destinadas a la medición del nivel de lodos del reactor anaerobio, las cuales se señalan en la **Figura 4**, en donde se coloca una manguera flexible que transfiere el lodo hacia el lecho de secado.



Figura 4 Llaves para el muestreo de lodos del reactor anaerobio usadas para purga de lodos y lechos de secado
Fuente: Recorridos de campo

Finalmente se observó la presencia de espumas marrones en el reactor aerobio, así como una aireación no uniforme de este, tal como se muestra en la **Figura 5**. Esto se puede atribuir a difusores con obstrucciones, lo cual tiende a generar zonas muertas (Marín O. & Osés P., 2013).



Figura 5 Reactor aerobio con espumas marrones y aireación no uniforme
Fuente: Recorridos en campo

Para esta planta cabe destacar la ausencia de planos, memorias de cálculo, así como documentos de acceso público como la Manifestación de Impacto Ambiental (MIA) del proyecto. Si bien no es posible para la autora afirmar su inexistencia, al momento de realización de este proyecto esta información no se encontraba bajo el resguardo de la Gerencia Regional Toluca, por lo que no pudo ser compartida para su análisis.

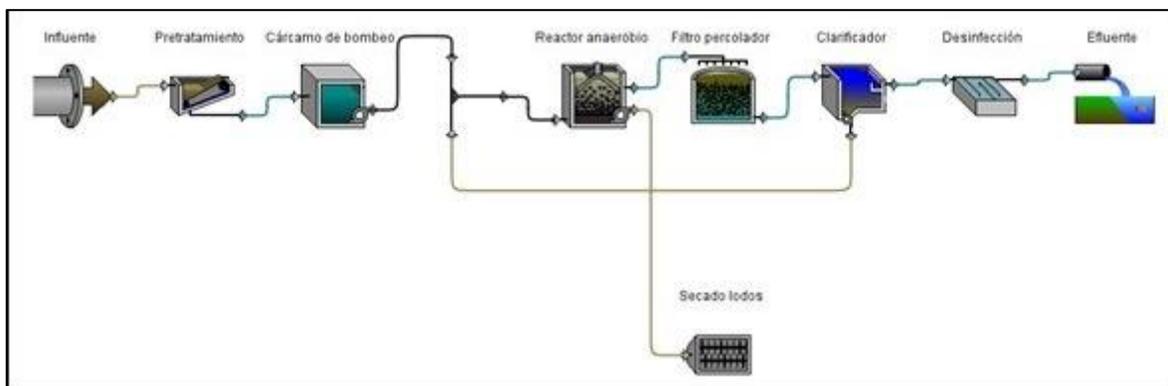
Es así como los datos anteriormente mencionados se obtuvieron mediante mediciones de imágenes satelitales, aunque ello no cubre la necesidad de un levantamiento más exhaustivo por parte de la Gerencia.

1.2.2 Planta Tratadora de Agua Residual Santa María Zolotepec

La planta de tratamiento fue construida en 2014. El gasto de diseño es de 17 litros por segundo, mientras que su gasto de operación es de 7 litros por segundo. La PTAR opera 24 horas al día y el

efluente es descargado en un canal natural próximo a las instalaciones, mismo que suele ser usado por los habitantes para el riego de cultivos.

Tal como se muestra en la **Figura 6**, la PTAR Zolotepec lleva a cabo un tratamiento biológico por medio de un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA) seguido de un filtro percolador. Como se indica en el **Anexo 1**, a nivel nacional existen otras 40 plantas cuyo proceso de tratamiento es similar a este, de las cuales el 27 % también se localizan en climas templados y el resto en climas semicálidos y cálidos.



*Figura 6 Tren de tratamiento de la PTAR Zolotepec
Fuente: Elaboración propia*

De acuerdo con un plano general disponible, la PTAR fue diseñada para tratar aguas con DQO de 770 mg/l, DBO de 340 mg/l y sólidos suspendidos totales de 290 mg/l siendo el objetivo un efluente con DBO de 50 mg/l y sólidos suspendidos Totales de 50 mg/l.

El proceso inicia con la obra de llegada en donde el influente pasa a través de una criba gruesa de 25.4 mm, seguido de una criba fina de 8.4 mm. Enseguida, el influente pasa por un canal desarenador cuya velocidad es de 30 cm/s y área de 0.1787 m². Posteriormente, el agua pasa a través de un canal Parshall con el fin de medir el gasto. Finalmente, llega a un cárcamo de bombeo cuyo largo es de 7.25 m y ancho de 3.64 m, con tirante útil de 1.80 m y volumen útil de 47.70 m³.

En el tratamiento secundario el agua ingresa a un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) cuyas dimensiones son de 7.18 m x 14.36 m x 6.81 m con un tirante útil de 6.31 m, en donde el tiempo de retención hidráulico de diseño es de 11.47 horas. Posteriormente, el agua es enviada hacia un filtro percolador en forma circular, cuyo volumen de diseño útil es de 100 m³, área superficial de 35.71 m² y altura de 3.7 m de alto.

Enseguida, el agua se envía a los sedimentadores secundarios cuya carga hidráulica de diseño es de 22 m³/m² día, área superficial útil de 66.76 m² y dimensiones de 11.60 x 5.80 x 5.6 m de profundidad con fondo tipo tolva. En donde los lodos sedimentados retornan al reactor anaerobio para su tratamiento, purga y deshidratación en los lechos de secado. Sin embargo, también se cuenta con una derivación de control manual de estos lodos hacia el filtro percolador para su recirculación.

Finalmente, el agua es bombeada hacia el tanque de desinfección con hipoclorito de sodio al 19% y cuyas dimensiones son de 6.0 x 3.0 x 2.0 m, volumen útil de 30.6 m³ y tiempo de contacto de 30 minutos. Adicionalmente, la PTAR cuenta con una caseta de preparación de reactivos, con un tanque de almacenamiento con capacidad de 2,500 litros, así mismo, se dispone de un área para el control de equipos electromecánicos y área administrativa con sanitario, ducha y área de alimentos.

Como se puede apreciar en la **Figura 7**, en recorridos en campo se observó la presencia de espumas blancas en el efluente del filtro percolador, la entrada del sedimentador secundario, así como el tanque de desinfección al igual que pequeños sólidos flotantes y malos olores.



Figura 7 a) espumas en cárcamo de filtro percolador y b) espumas y sólidos en tanques sedimentadores c) espumas y sólidos en tanques de desinfección.

Fuente: Recorridos en campo

Por otra parte, los aspersores del filtro percolador presentan obstrucciones, lo cual implica que la distribución del agua residual a través del filtro no sea uniforme, tal y como se muestra en la **Figura 8**. De igual forma, se desconoce el área específica que ocupan los medios plásticos ya que se hace uso de diferentes medios.



Figura 8 a) Filtro percolador b) Aspersión y medio de soporte no uniforme del filtro percolador

Fuente: Recorridos en campo

Finalmente, para esta planta destaca la ausencia de memorias de cálculo, así como documentos de acceso público como la MIA del proyecto, únicamente se tuvo disponible un plano general del cual se obtuvieron los datos mencionados.

1.3 OBJETIVOS

Objetivo general

Elaborar recomendaciones de operación para dos plantas de tratamiento de aguas residuales municipales administradas por la Comisión del Agua del Estado de México-Gerencia Regional de Operación Toluca, a partir de los resultados de su diagnóstico.

Objetivos específicos

- Elaborar un diagnóstico técnico de las plantas Atarasquillo y Santa María Zolotepec.

1.4 METODOLOGÍA

Para alcanzar el objetivo de la investigación, se realizaron muestreos en ambas plantas de tratamiento con el fin de llevar a cabo los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos que permitieran dar cuenta de la situación actual del proceso.

Los puntos de muestreo de agua para la PTAR Atarasquillo fueron: (1) influente posterior al pretratamiento de cribado y desarenado, (2) salida del proceso anaerobio, (3) salida del proceso aerobio de lodos activados de mezcla completa, (4) salida del clarificador y (5) salida del proceso de desinfección o efluente, los cuales se señalan en la **Figura 9**.

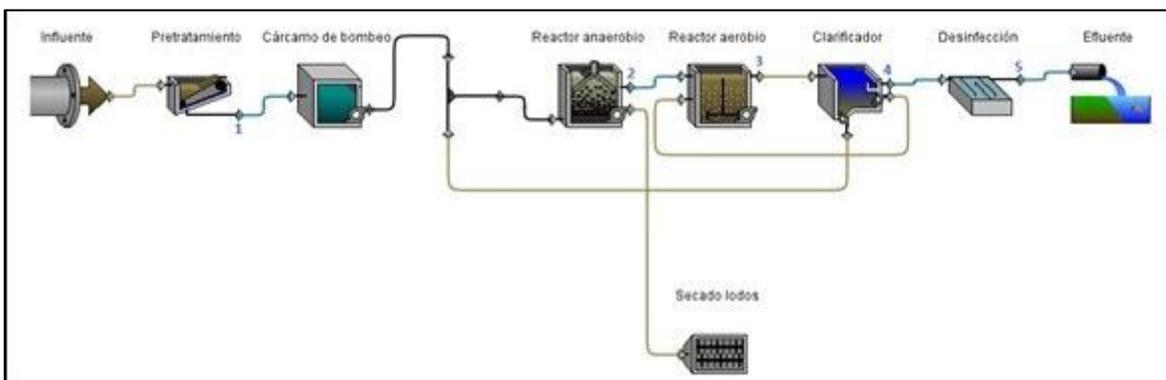


Figura 9 Puntos de muestreo en la PTAR Atarasquillo.

Fuente: Elaboración propia

Para el caso de la PTAR Zolotepec, los puntos de muestreo de agua fueron: (6) influente posterior al pretratamiento de cribado y desarenado, (7) salida del proceso anaerobio, (8) salida de los filtros percoladores, (9) salida del clarificador, (10) salida del proceso de desinfección o efluente señalados en la **Figura 10**.

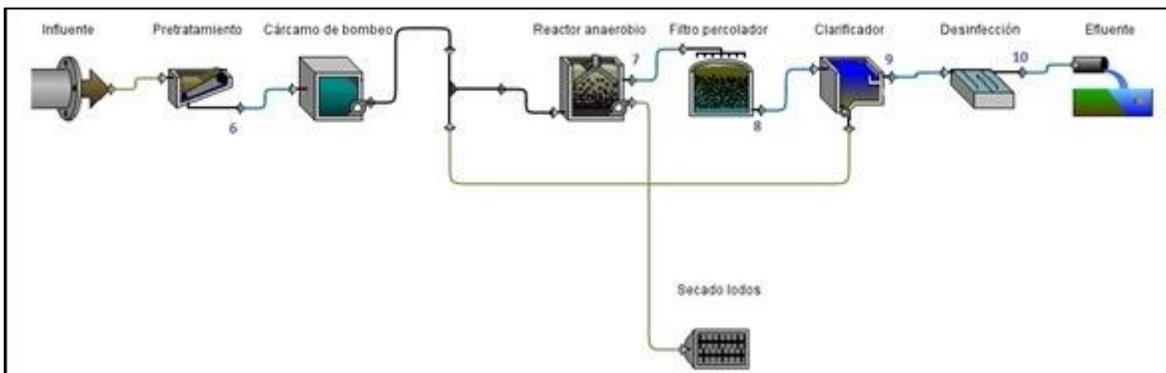


Figura 10 Puntos de muestreo en la PTAR Zolotepec.

Fuente: Elaboración propia

Para el caso del influente (puntos 1 y 6), se colectó una muestra compuesta producto de un muestreo de 24 horas con intervalos cada 6 horas en dicho punto. Es decir, se inició la colecta de muestras simples el miércoles 7 de diciembre de 2022 a las 16:00 horas, continuando a las 22:00 horas del mismo día, así como a las 04:00 y 10:00 horas del jueves 8 de diciembre de 2022.

Se seleccionó este intervalo de tiempo dadas las características semi rurales de la población y la ausencia de industrias en la zona, lo cual podría implicar variaciones significativas en la composición del influente a lo largo del día.

Para el caso del efluente de los procesos anaerobio, aerobio, sedimentación secundaria y desinfección, únicamente se colectó una muestra simple el 8 de diciembre a las 10:00 de la mañana.

En todas las muestras colectadas se midieron los siguientes parámetros en el sitio: pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales con el equipo multiparamétrico marca HANNA modelo 4864. Todas ellas fueron identificadas, almacenadas y preservadas en frío durante su transporte hacia el laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la División de Ingeniería Civil y Geomática de la Facultad de Ingeniería.

Los parámetros fisicoquímicos en cada punto fueron elegidos considerando las características del proceso y la disponibilidad de materiales y reactivos en el laboratorio, los cuales se señalan en la **Tabla 2**.

Tabla 2 Tabla resumen de análisis de calidad en todos los puntos muestreados

Punto	Grasas y Aceites	Sólidos Totales	Sólidos Volátiles Totales	Sólidos Suspendedos Totales	Sólidos Suspendedos Volátiles	Sólidos sedimentables	DBO ₅	DQO	Alcalinidad	Nitrógeno amoniacal	Nitritos	Nitratos	Sulfatos	Fosfatos	E. coli
PTAR Atarasquillo															
1															
2															
3															
4															
5															
PTAR Zolotepec															
6															
7															
8															
9															
10															

Fuente: Elaboración propia

Los análisis de laboratorio se realizaron mediante las técnicas que se resumen en la **Tabla 3**, respetando los tiempos máximos de análisis y las condiciones preservación de las muestras.

Tabla 3 Tiempo máximo de almacenamiento de las muestras y técnica para la determinación de analitos

Analito	Tiempo máximo de almacenamiento	Referencia
Sólidos y sales disueltas	7 días	NMX-AA-034-SCFI-2015
Sólidos sedimentables	7 días	NMX-AA-004-SCFI-2013
Grasas y aceites	30 días	NMX-AA-005-SCFI-2013
Alcalinidad	24 horas	NMX-AA-036-SCFI-2001
DBO ₅	24 horas	NMX-AA-028-SCFI-2001
DQO	30 días	NMX-AA-030/2-SCFI-2011
Nitratos	48 horas	Método 8039 HACH
	Para un periodo mayor	
Nitritos	24 horas	Método 8507 HACH
Nitrógeno Amoniacal	7 días	Método 8155 HACH
Fosfatos	48 horas	Método 8048 HACH
Sulfatos	28 días	Método 8051 HACH
Coliformes totales y fecales	24 horas máximo	Método HACH de filtrado de membrana con medio de cultivo M-ColiBlue24®
	48 horas máximo	

Fuente: Elaboración propia

La determinación de sólidos, grasas y aceites, alcalinidad, DBO₅ y DQO se realizó conforme a las normas técnicas mexicanas correspondientes. Mientras que, para el resto de los parámetros se llevó a cabo mediante técnicas espectrofotométricas y bacteriológicas desarrollados por la empresa HACH usando sus equipos y reactivos predosificados patentados, los cuales son aprobados por la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de Estado Unidos (USEPA).

Por último, en cada proceso y operación de tratamiento se identificaron si los principales criterios de diseño y operación se encontraban dentro o fuera de los intervalos de recomendados en la bibliografía especializada. Dichos criterios se resumen en la **Tabla 4**.

Tabla 4 Criterios de diseño y operación evaluados.

Unidad	Criterio
Reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)	Carga hidráulica volumétrica
	Tiempo de retención hidráulico
	Carga orgánica volumétrica
	Velocidad de ascenso
	Producción teórica de biogás
	% Eficiencia de remoción DBO ₅ y DQO
Reactor aerobio (lodos activados)	Sólidos Suspendidos de Licor de Mezcla (SSLM)
	Índice volumétrico de lodos (IVL)
	Relación F/M
	Tiempo de retención hidráulico
	Carga orgánica volumétrica
	Edad de lodo
	% Eficiencia de remoción DBO ₅ y DQO
Filtros percoladores	Carga hidráulica superficial máx. diaria
	Carga orgánica volumétrica
	Constante de tratabilidad
	% Eficiencia de remoción DBO ₅ y DQO
Sedimentador secundario	Tasa de carga hidráulica superficial por día y por hora
	Velocidad de sedimentación del lodo

Unidad	Criterio
	Flujo de sólidos hacia el sedimentador
	Flujo máximo permitido de sólidos hacia el sedimentador
	% Eficiencia remoción de sólidos suspendidos
Desinfección	UFC <i>E. coli</i> /100 ml antes y después de la desinfección
	% Eficiencia remoción de <i>E. coli</i>

Fuente: Elaboración propia

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

2.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales son aquellas que provienen de las actividades domésticas, comerciales, institucionales e industriales las cuales son recolectadas en los sistemas de alcantarillado o vertidas directamente al ambiente.

El gasto y la composición de las aguas residuales de un sistema de alcantarillado refleja los diferentes usos del agua potable. Dicha composición puede cambiar ligeramente de acuerdo con la estación del año, pero incluso es posible observar fluctuaciones diarias. De igual forma, varía marcadamente dependiendo del porcentaje y tipo de desechos industriales presentes y de la dilución ocasionada por la entrada de agua subterránea que se infiltra a la red de alcantarillado (César & Vázquez, 2001).

A continuación, se describen las principales características fisicoquímicas en términos de caracterización del agua residual.

2.1.1 Temperatura

De acuerdo con Goel (2019) la temperatura es un parámetro que afecta a otros parámetros de calidad del agua como la densidad, la concentración de oxígeno disuelto, la solubilidad y/o la disolución de diversos contaminantes, el crecimiento de microorganismos y la volatilización de contaminantes. En función de la situación geográfica, la temperatura media anual del agua residual varía entre 10 y 21° C, pudiéndose tomar 15.6° C como valor representativo (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.2 Grasas y aceites

Se refiere a ácidos grasos, jabones, grasas, ceras, hidrocarburos, aceites etc. de naturaleza lipídica que, al ser inmiscibles con el agua, van a permanecer en la superficie dando lugar a la aparición de natas y espumas. Esto no permiten el libre paso del oxígeno hacia el agua ni la salida del CO₂ del agua hacia la atmósfera; en casos extremos pueden llegar a producir la acidificación del agua, bajos niveles del oxígeno disuelto, además de interferir con la penetración de la luz solar (Toapanta V. & Chang G., 2007).

2.1.3 Sólidos

Los sólidos se hallan representados por las partículas que se encuentran en la masa de agua y están conformados principalmente por materia orgánica: carbohidratos, lípidos, proteínas, etc. células de organismos vivos y muertos, partículas de fibras: celulosa, quitina, etc. sustancias químicas disueltas orgánicas e inorgánicas, entre otras (Lazcano C., 2016).

De acuerdo con Spellman (2020) la mayoría de los contaminantes que se encuentran en las aguas residuales se pueden clasificar como sólidos. Al igual que los gases, los sólidos constituyen sólo una

fracción pequeña de las aguas residuales ya que en la mayoría de los casos el 99,5-99,9% es propiamente agua.

De acuerdo con sus características físicas, los sólidos en el agua residual se pueden clasificar en las siguientes categorías (Menéndez C. , 2022):

- **Sólidos Totales (ST):** Se refiere a la materia que se obtiene como residuo después de someter al agua residual a un proceso de evaporación a una temperatura de 105 ± 2 °C.
- **Sólidos Sedimentables (SSed):** Son aquellos que se sedimentan en el cono Imhoff después de dejar reposar 1 L de agua durante una hora; es como sigue constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodos que se obtendrá en la sedimentación primaria del agua residual.
- **Sólidos Fijos Totales (SFT):** Corresponde a la fracción inorgánica del agua residual que permanecerá en forma de cenizas al incinerar la muestra resultante de la prueba de sólidos totales (ST) en un horno mufla a una temperatura de 550 ± 50 °C hasta peso constante.
- **Sólidos Volátiles Totales (SVT):** Corresponde a la fracción orgánica del agua residual que se oxidará y desaparecerá en forma de gas al incinerar la muestra resultante de sólidos totales (ST) en un horno mufla a una temperatura de 550 ± 50 °C hasta peso constante. El valor se obtiene al restar el valor obtenido de la prueba de ST menos el valor de la prueba de Sólidos Fijos Totales (SFT).
- **Sólidos Suspendidos Totales (SST):** Son aquellos sólidos presentes en el agua residual que son retenidos por un filtro con poro de $1.5 \mu\text{m}$, secado y llevado a masa constante, a una temperatura de 105 ± 2 °C. La turbidez en el agua es causada por una gran variedad de sólidos suspendidos, los cuales, pueden ser partículas coloidales gruesas.
- **Sólidos Suspendidos Fijos (SSF):** Se refiere a la fracción inorgánica del agua residual retenida por el filtro de $1.5 \mu\text{m}$ de la prueba de sólidos suspendidos totales (SST), la cual permanecerá en forma de cenizas después de ser incinerada en un horno mufla a una temperatura de 550 ± 50 °C hasta peso constante.
- **Sólidos Suspendidos Volátiles Totales (SSVT):** Corresponde a la fracción orgánica del agua residual que se oxidará y desaparecerá en forma de gas al incinerar la muestra resultante de la prueba de sólidos suspendidos totales (SST) en un horno mufla a una temperatura de 550 ± 50 °C hasta peso constante. Este valor se obtiene al restar el valor obtenido de la prueba de SST menos el valor de la prueba de SSF.
- **Sólidos Disueltos Totales (SDT):** Son todos aquellos sólidos del agua residual que no son retenidos al pasar un filtro con poro de $1.5 \mu\text{m}$. Se obtienen por la diferencia de pesos entre los resultados de la prueba de ST menos el valor de la prueba de SST.

- **Sólidos Disueltos Fijos (SDF):** Son los sólidos inorgánicos del agua residual que no son retenidos al pasar un filtro con poro de 1.5 μm . Se obtienen por la diferencia de pesos entre los resultados de la prueba de SFT menos el valor de la prueba de SSF.
- **Sólidos Disueltos Volátiles (SDV):** Son sólidos orgánicos del agua residual que no son retenidos al pasar un filtro con poro de 1.5 μm . Se obtienen por la diferencia de pesos entre los resultados de la prueba de SVT menos el valor de la prueba de SSV.

2.1.4 Color

El color de las aguas residuales se debe principalmente a las partículas que contiene; se denomina color aparente al que se observa por la presencia de los sólidos suspendidos y color verdadero al producido por las sustancias coloidales y disueltas (Lazcano C., 2016).

En forma cualitativa, el color puede ser usado para estimar la condición general del agua residual, si el color es café claro, el agua residual es reciente con no más de seis horas de su descarga, mientras que un color gris claro es característico de aguas que han sufrido algún grado de descomposición o que han permanecido un tiempo corto en los sistemas de recolección, si el color es gris oscuro o negro, se trata en general de aguas sépticas que han sufrido una fuerte descomposición bacterial bajo condiciones anaerobias; este color se debe principalmente a la formación de ácido sulfhídrico (H_2S) y sulfuro ferroso (FeS) (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.5 pH

Matemáticamente se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno. En sistemas de tratamiento, es importante el pH que rodea a los microorganismos, ya que los sistemas enzimáticos tienen un intervalo estrecho de tolerancia. Los microorganismos que degradan los materiales orgánicos de las aguas residuales funcionan mejor cerca de un pH neutro, con un intervalo de tolerancia de 6 a 9 siendo el idóneo 7.0 (César & Vázquez, 2001)

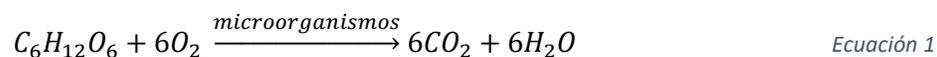
Las aguas residuales que se encuentren fuera de estos valores son de tratamiento biológico muy difícil, de allí que es necesario ajustar las aguas residuales que ingresan a las PTAR a los valores de pH indicados, a fin de no alterar el pH de todo el sistema de tratamiento (Lazcano C., 2016).

2.1.6 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

En un agua residual doméstica de concentración media, cerca del 75 % de los sólidos suspendidos y un 40 % de los sólidos disueltos son de naturaleza orgánica. Los principales grupos de sustancias orgánicas son las proteínas (40-60 %), hidratos de carbono (25-50 %), y grasas y aceites (10 %), además de pequeñas cantidades de moléculas orgánicas sintéticas cuya estructura puede ser desde muy simple a extremadamente compleja (Metcalf & Eddy, 1995).

Uno de los métodos de medición indirecta de la cantidad de material orgánico presente en el agua residual es la prueba de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Esta prueba se basa en la premisa de que toda la materia orgánica de una muestra será oxidada por microorganismos que usan el

oxígeno molecular. Cuanto mayor sea la cantidad de materia orgánica, mayor será la cantidad de oxígeno utilizado. Sin embargo, no toda la materia orgánica presente en una muestra es biodegradable, por lo que esta prueba carece de precisión (César & Vázquez, 2001).



Este parámetro se mide al cuantificar la cantidad de oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos durante un periodo de cinco días (DBO₅). En los primeros días del bioensayo, la tasa de disminución de oxígeno es rápida debido a la gran concentración de materia orgánica en la muestra y, cuando esta disminuye, también disminuye la tasa de consumo de oxígeno. Sin embargo, la oxidación total de la materia orgánica demora más tiempo (en promedio 20 días) y se le denomina DBO última (DBO_u) (César & Vázquez, 2001; Lazcano C., 2016).

Aunque la DBO₅ se eligió como estándar para la mayoría del análisis de aguas residuales, la DBO_u es en realidad un indicador más adecuado para determinar la contaminación del agua. Es difícil asignar un tiempo exacto para alcanzar la DBO_u, sin embargo, para propósitos prácticos, se advierte que cuando la curva de la DBO es aproximadamente horizontal, se ha alcanzado la DBO_u, esto se asocia con la muerte de las bacterias que crecieron en la parte inicial de la prueba debido a que ya no hay más materia orgánica que degradar (César & Vázquez, 2001).

2.1.7 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es una prueba que cuantifica la cantidad de compuestos orgánicos químicamente oxidables que están presentes en el agua. Estos compuestos incluyen algunos de naturaleza no biodegradable, los que en un ensayo de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) no se pueden medir, así como compuestos tóxicos, los cuales inhiben e interfieren en la prueba de la DBO (Hauser, 1996).

La DQO de una muestra se mide por la oxidación con dicromato de potasio (K₂Cr₂O₇) en presencia de ácido sulfúrico, sulfato de plata y sulfato de mercurio (III) y se expresa en mg/L. En general, 1.0 g de carbohidrato o 1.0 g de proteína es equivalente a 1.0 g de DQO (Universidad Nacional de Colombia, 2009; Lazcano C., 2016).

Esta reacción es capaz de oxidar casi toda la materia orgánica, con excepción de los ácidos grasos de bajo peso molecular, los cuales requieren de catalizadores como el ión plata y la piridina. Así mismo, existen algunas sustancias que no pueden ser oxidadas, como los hidrocarburos aromáticos, y algunas otras que son oxidadas parcialmente como las metilaminas, etilaminas, piridinas, entre otras (Menéndez & Perez, 2007; Lazcano C., 2016). La relación existente entre la DBO/DQO en un desagüe doméstico es de 0.5; sin embargo, esta relación disminuye cuando se mezclan los desagües domésticos con desagües industriales (Mara, 2004).

2.1.8 Nitrógeno

Las fuentes de nitrógeno en el agua residual pueden ser tanto naturales (precipitaciones, polvo, escorrentía rural y fijación biológica) como artificial (industrias, abonados, filtración de fosas sépticas, etc.) En el agua residual urbana las aportaciones de nitrógeno provienen de excrementos humanos, de los que el 75% es urea y el resto nitrógeno orgánico (Straub, 1989; Manahan, 2011).

Algunas de las reacciones químicas más importantes mediadas por microorganismos en el agua, involucran a los compuestos de nitrógeno, las cuales se resumen en la **Figura 11**.

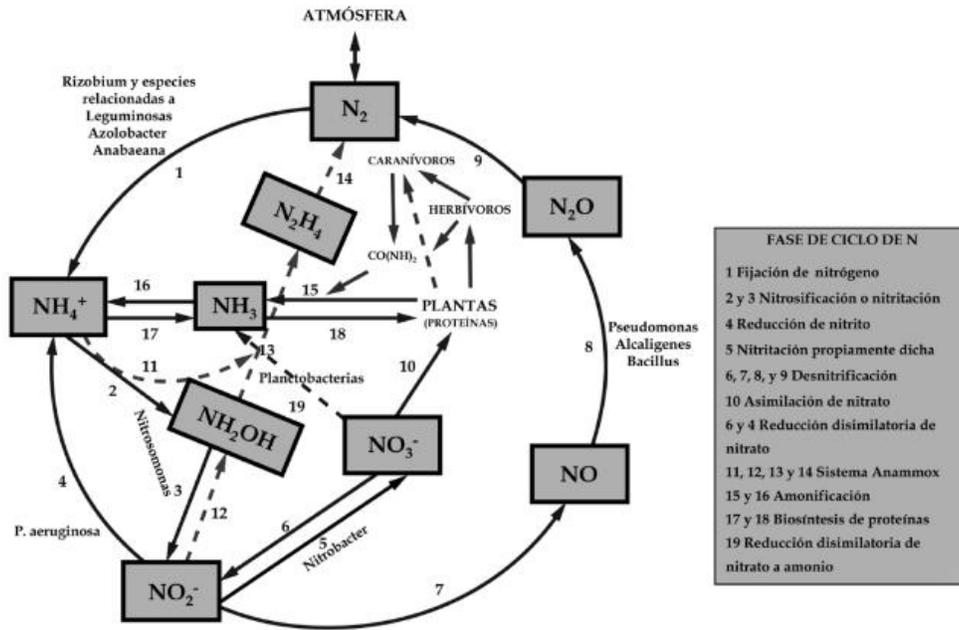


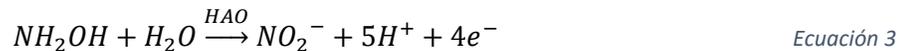
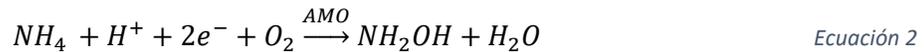
Figura 11 Ciclo del nitrógeno
Fuente: Lazcano C., 2016

Fijación de nitrógeno (1). El nitrógeno atmosférico es transformado en amonio. Solo algunas especies de microorganismos acuáticos tienen la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico, entre ellas están las bacterias de los géneros *Azotobacter*, varias especies de *Clostridium*, y algunas cianobacterias del género *Anabaena* (Manahan, 2011).

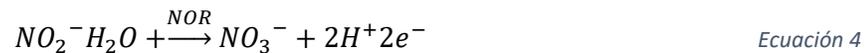
Amonificación (15 y 16). La amonificación es la conversión del nitrógeno orgánico, que es producido como desecho en animales y plantas como urea y el ácido úrico, a ión amonio. Lo anterior por medio de acción bacteriana (*Bacillus*, *Clostridium*, *Serratia*, etc.)

Nitrificación (2, 3 y 5). Es un proceso aerobio que involucra la transformación del amonio en nitrato (NO_3^-), tiene lugar cuando existe una extensa aireación como el proceso de lodos activados (Manahan, 2011). La nitrificación se realiza en dos etapas:

Nitritación (2 y 3). Es realizada por diferentes especies de los géneros *Nitrosomonas*, *Nitrosobacter* y *Nitrosolobus* que transforman el amonio en hidroxilamina (NH₂OH) por acción de la enzima amonio monooxidasa (AMO) y que posteriormente se transforma en nitrito (NO₂⁻) por la enzima hidroxilamina oxidorreductasa (HAO) (Lazcano C., 2016). Durante esta etapa se consume la mayor cantidad de oxígeno, es decir, 4.33 mg O₂ /mg NH₄ oxidado (Cervantes-Carrillo *et al.*, 2000).

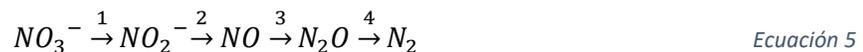


Oxidación de nitrito a nitrato (5) y asimilación de nitrato (10). Se realiza por medio de las bacterias de los géneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, etc., la enzima que interviene es la nitrito oxidorreductasa (NOR). El nitrato es la forma más oxidada del nitrógeno que se puede encontrar en el agua y puede ser asimilado por plantas y algas (Metcalf & Eddy, 1995; Lazcano C., 2016).



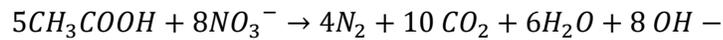
Desnitrificación (6, 7, 8 y 9). Es el proceso por el cual el nitrato (NO₃⁻) es reducido hasta N atmosférico, en condiciones anóxicas, por medio de bacterias aerobias autotróficas o heterotróficas que utilizan el NO₃⁻ como aceptor final de electrones, las cuales pertenecen a una gran variedad de géneros: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Spirillum*, *Hyphomicrobium*, *Agrobacterium*, *Acinetobacter*, etc. (Manahan, 2011; Lazcano C., 2016).

Las enzimas que intervienen son: 1) nitrato reductasa, 2) nitrito reductasa, 3) óxido nítrico reductasa, 4) óxido nitroso reductasa. La última enzima es inhibida por la presencia de oxígeno, en el tratamiento de aguas residuales debe evitarse la desnitrificación incompleta por lo que el sistema debe ser completamente anóxico (Cervantes-Carrillo *et al.*, 2000).



De acuerdo con Manahan (2011) como la biomasa residual se separa del agua tratada en el sedimentador, las bacterias en el lodo llevan a cabo la desnitrificación usando nitrato como fuente de oxígeno produciendo N₂. Las burbujas de nitrógeno gaseoso hacen que el lodo se eleve, fenómeno conocido como "lodos hinchados". Esto puede causar problemas en la calidad del agua tratada al arrastrar el lodo con el efluente.

Reducción disimilatoria de nitrato a amonio (19). Este proceso es realizado por la enzima nitrato reductasa no asociada a membrana, que emplea NADH y formato como dadores de electrones. Es un proceso que evita la reducción de NO₃⁻ a N₂ o desnitrificación. Es importante señalar que a valores bajos de Carbono/Nitrógeno se favorece la desnitrificación y, a valores altos, la reducción disimilatoria (Cervantes-Carrillo *et al.*, 2000).



Ecuación 6



Ecuación 7

Proceso Anammox (11, 12, 13, 14). Es un proceso natural por el cual el amonio se oxida a N_2 en condiciones anaerobias, el cual evita el proceso de desnitrificación. Representa una nueva alternativa para el tratamiento de aguas residuales, especialmente si tienen elevadas cargas de amonio y bajas concentraciones de materia orgánica biodegradable, como los purines, lixiviado de vertederos, efluentes de digestores anaerobios, etc. En el proceso interviene el nitrito para que el amonio se transforme en N_2 , el modelo que lo explica se señala en la **Figura 12** (Lazcano C., 2016).

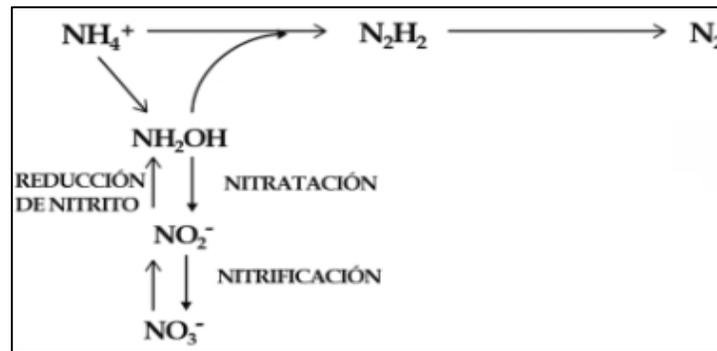


Figura 12 Ingreso del proceso Anammox en el ciclo del Nitrógeno
Fuente: Lazcano C., 2016

2.1.9 Fósforo

En aguas residuales, el fósforo proviene principalmente de los desechos humanos, actividades industriales, detergentes y productos de limpieza. Su presencia en cuerpos de agua puede estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas para los ecosistemas. El fósforo en el agua residual puede dividirse en tres formas (Villaseñor C., 1998):

- **Ortofosfato inorgánico soluble:** Pertenece a este grupo el ion PO_4^{3-} y sus formas protonadas. Los compuestos de este grupo se encuentran disponibles para el metabolismo. Se suele utilizar como un parámetro de control en los procesos biológicos de eliminación de fósforo.
- **Polifosfatos inorgánicos solubles:** Estos compuestos por hidrólisis se transforman en ortofosfatos. Su presencia en el agua se atribuye a productos de limpieza.
- **Fosforo orgánico soluble y en suspensión:** Están presentes en un agua residual asociados a residuos tanto de origen animal como alimenticio.

Durante el proceso de digestión anaerobia de lodos, todo el fósforo acumulado en el interior de las bacterias en forma de polifosfato y casi todo el fósforo que forma parte del tejido celular son liberados. A su vez, el magnesio y el potasio asociados al polifosfato son liberados al medio junto con este (Martin, 1994).

La precipitación de fosfato y su subsecuente remoción está mediada por la actividad microbiológica en el tanque de aireación de lodos activados. En la parte superior del tanque, la actividad microbiana baja el pH que solubiliza los compuestos de fosfatos, y en el fondo del tanque se incrementa el pH y los fosfatos se precipitan incorporándose al lodo (Lazcano C., 2016)

2.1.10 Metales pesados

Son aquellos elementos químicos con densidad mayor a 4 g/cm³, masa y peso atómico por encima de 20, los cuales son tóxicos aun en concentraciones bajas. Estos no pueden ser degradados, pero pueden ser disueltos por agentes físicos y químicos y ser lixiviados. Algunos forman complejos solubles que son transportados y depositados en los ecosistemas hasta incorporarse en la cadena trófica (Londoño-Franco, *et al.*, 2016). **La Tabla 5** incluye los principales metales pesados en el agua residual, así como su principal procedencia.

Tabla 5 Principales metales pesados en el agua residual

Metal	Fuentes
Arsénico (As)	Fabricación de productos para el tratamiento de maderas, agroquímicos, anticorrosivos, vidrio, cerámica, pinturas, pigmentos, etc.
Cadmio (Cd)	Fundición y refinado de los minerales de zinc, así como procesos de galvanizado. También se usa como pigmento en pinturas, esmaltes, plásticos, textiles, vidrios, tintas de impresión, caucho, lacas, etc. En aleaciones con cobre, aluminio y plata, en la producción de pilas de cadmio-níquel, como estabilizador de termoplásticos, etc.
Cobre (Cu)	Fabricación de equipo eléctrico, maquinaria industrial, construcción, aleaciones de bronce, etc. De igual forma, las sales de cobre suelen ser usadas en agroquímicos por sus efectos fungicidas y alguicidas.
Cromo (Cr)	Fabricación de pigmentos industriales, cromado de autopartes, curtido de pieles y cueros, tintura de fibras textiles, elaboración de litografía, fabricación de productos para la conservación de maderas, etc.
Mercurio (Hg)	Fabricación de pilas y baterías, lámparas fluorescentes, aparatos eléctricos, agroquímicos y minería de oro, cobre, plata y carbón.
Níquel (Ni)	Fabricación de baterías, en catalizadores, aceros y aleaciones, monedas y partes de maquinaria.
Plomo (Pb)	Fuentes industriales y mineras, anteriormente usado en aditivos para la gasolina.
Zinc (Zn)	Recubrimiento de metales, y galvanización, fabricación de fertilizantes, insecticidas y perseverantes de madera.

Fuente: Manahan, 2011; Londoño-Franco et al., 2016

2.1.11 Microorganismos

El agua contiene sustancias nutritivas que permiten el desarrollo de diferentes microorganismos, los cuales provienen del contacto con el aire, el suelo, animales o plantas vivas o en descomposición, fuentes minerales y materia fecal. Comúnmente se desarrollan sobre los sólidos suspendidos en el agua o están presentes en los sedimentos (Romero R., 2000; Manahan, 2011).

Una de las razones más importantes para tratar las aguas residuales o servidas es la eliminación de todos los agentes patógenos de origen humano presentes en las excretas con el propósito de cortar el ciclo epidemiológico de transmisión. Estos son, entre otros:

Organismos coliformes totales. Son bacterias de tipo bacilos Gram negativos que crecen en presencia de sales biliares o de otros compuestos con propiedades similares de inhibición y que fermentan lactosa a 35-37 °C produciendo ácido, gas y aldehído en un plazo de entre 24 y 48 horas. Sin embargo, dado que ciertas clases de bacterias pueden crecer en el suelo, la presencia de coliformes totales no siempre es sinónimo de contaminación con residuos humanos (CONAGUA, 2016; Metcalf & Eddy, 1995).

Organismos coliformes fecales. Son todos los bacilos cortos que difieren del grupo de coliformes totales por su capacidad para crecer a una temperatura entre 44 y 45°C, abarca los géneros *Escherichia* y parte de algunas especies *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter* (CONAGUA, 2016).

***Escherichia coli*.** Es un organismo coliforme termo tolerante presente en el tracto digestivo de animales de sangre caliente y seres humanos. Rara vez se encuentra en agua que no haya sufrido algún tipo de contaminación fecal, por ello se considera como indicador universal ya que puede sugerir la presencia de otros microorganismos altamente patógenos como son la *Salmonella*, *Shigella*, *Listeria*, entre otros (César V., 2022).

Huevos de helminto. Los helmintos son gusanos parásitos de las personas y los animales, que pueden agruparse en: Platelminos (gusanos planos) y los Nematelminos (gusanos redondos). Los helmintos que pueden encontrarse en aguas residuales son: *Ascaris lumbricoides*, *Taenia saginata*, *Taenia solium*, *Trichuris trichuria*, *Ancylostoma duodenale*, *Necator americanus* y *Strongyloides stercoralis* (Lambert, 1975).

La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de larva y en otros es el estado de huevo. Estos parásitos son muy resistentes y en ocasiones pasan del agua residual al sedimento, es decir los lodos residuales (Cruz, 2022).

2.2 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL

De acuerdo con Lazcano Carreño (2016) los objetivos del tratamiento de aguas residuales son:

- Reducir la carga orgánica del afluente en términos de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o demanda química de oxígeno (DQO).
- Remover o reducir nutrientes: nitrógeno y fósforo, a fin de evitar la infiltración en el subsuelo que contamine las aguas subterráneas o evitar el crecimiento acelerado de las algas que podrían ocasionar problemas de eutrofización de aguas receptoras.
- Remover o inactivar a los organismos patógenos, incluyendo las formas parasitarias.
- Cumplir con las normas que permiten el uso de aguas residuales, vertimiento a la red de alcantarillado o a cuerpos de agua.

El tratamiento de aguas residuales puede dividirse en: tratamiento primario, tratamiento secundario y terciario o de pulimento de efluente.

El tratamiento primario protege el equipo mecánico de la planta mediante la eliminación de materiales que podrían causar obstrucciones, atascos o desgaste excesivo de la maquinaria de la planta. Esto permite aumentar la fiabilidad y eficacia general del proceso de tratamiento (Spellman, 2020). Comprende: bombeo de afluentes, cribado y/o trituración, eliminación de arena y/o grasas, medición de flujo, pre-aireación, acondicionamiento químico e igualación de flujo. Sin embargo, no todas las plantas de tratamiento incluirán todas estas operaciones (Goel, 2019).

En cuanto al tratamiento secundario, su objetivo es reducir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y los sólidos suspendidos del efluente a niveles aceptables. En algunos casos, la eliminación de nutrientes también puede ser un objetivo (Riffat, 2013). Lo anterior se realiza ya sea en condiciones aerobias, condiciones anaerobias o en condiciones anóxicas. El tratamiento secundario se lleva a cabo en un reactor biológico, ya sea de biomasa suspendida o biomasa adherida. En ambos, los microorganismos utilizan la materia orgánica como alimento y la convierten en nuevas células biológicas, energía y materia de desecho (Manahan, 2011).

2.2.1 Cribado

Se trata de elementos de protección con aberturas, de tamaño uniforme con forma circular o rectangular, que pueden ser rejillas paralelas o placas perforadas, cuyo propósito es retener los sólidos de gran tamaño en el influente (Ramalho, 2003).

La elección del método de cribado depende del diseño de la planta, la cantidad de sólidos esperados y si su uso será constante o solo de emergencia (Spellman, 2020). Para su diseño se debe considerar el equipo a utilizar, las dimensiones del canal de la reja, el intervalo de variación del caudal, la separación de barras y la velocidad de paso (Ramalho, 2003).

Aunque ordinariamente el flujo en el canal debe ser laminar, se recomienda que el agua tenga una velocidad de al menos 0.5 m/s para detener los materiales grandes, dejando pasar las partículas pequeñas. Sin embargo, durante la época de lluvia la velocidad se incrementa; en estas condiciones se recomienda que la velocidad máxima sea de 2.0 m/s (Sánchez R., 2017).

$$V = \frac{\left(\frac{B+S}{S}\right)F}{WD}$$

Ecuación 8

Donde:

V = velocidad del agua a flujo máximo (m/s)

B = ancho de las barras (mm)

S = claro libre de las barras (mm)

F = caudal máximo (m³/s)

W = ancho de la criba (m)

D = profundidad máx. del agua (m)

2.2.2 Desarenador tipo canal de flujo horizontal

Los desarenadores están diseñados para remover partículas discretas sedimentables con densidad relativa de 2.65 y diámetro de hasta 0.2 mm (arenas). El propósito es evitar depósitos de arena en tanques de aireación, obstrucción de tuberías y desgaste de bombas (César & Vázquez, 2001).

Una condición hidráulica importante en el diseño de los desarenadores tipo canal de flujo horizontal es mantener la velocidad horizontal de 0.3 m/s, aproximadamente. Un incremento del 25 % puede provocar que la arena se resuspenda, mientras que si se reduce un 25% pueden retenerse en el canal los materiales orgánicos (César & Vázquez, 2001). El tiempo de retención se basa en el tamaño de las partículas que deben separarse y generalmente varía de 45 a 90 s (Sánchez R., 2017).

$$t_r = \frac{W L h}{Q}$$

Ecuación 9

$$V_h = \frac{Q}{W h}$$

Ecuación 10

Donde:

t_r = tiempo de retención del desarenador (s)

V_h = velocidad horizontal (m/s)

W = ancho desarenador (m)

L = longitud desarenador (m)

h = altura máxima (m)

Q = caudal máx. (m/s)

2.2.3 Medición de gastos

El canal Parshall es uno de los dispositivos más utilizados para la medición del gasto el cual se ejemplifica en la **Figura 13**. Su forma no permite la acumulación de sólidos en el canal y su diseño hidráulico se ha hecho de tal manera que el gasto es una función lineal de la altura del tirante a la entrada del dispositivo. En este caso, se tienen dos puntos de medición de carga hidráulica: uno aguas arriba, situado en la sección convergente (h_1), y otro situado en la salida de la garganta (h_w) (César & Vázquez, 2001).

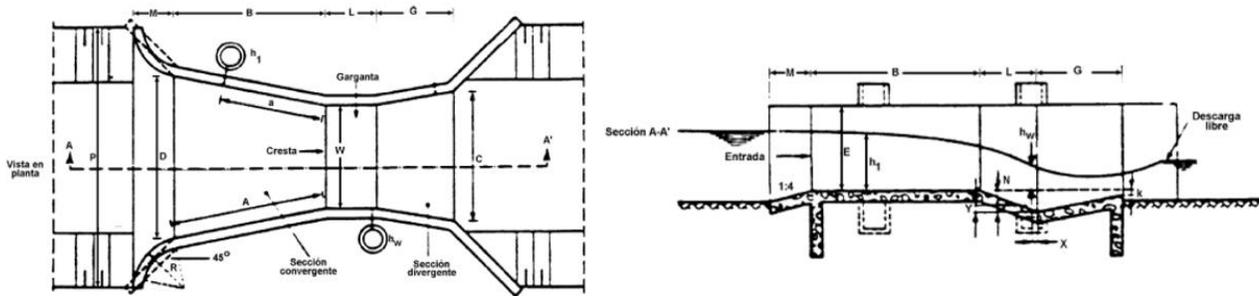


Figura 13 Geometría de un canal Parshall

Fuente: César & Vázquez, 2001

Comúnmente son modelos prefabricados, aunque también pueden ser construidos en sitio, el ancho de garganta (w) depende del intervalo de gasto (l/s) mínimo y máximo esperado. De igual forma, las ecuaciones para calcular el gasto a través de un canal Parshall están en función del ancho de garganta y el valor de h_1 como se muestra a en la **Tabla 6**.

Tabla 6 Características descarga de canales Parshall

ANCHO DE GARGANTA w en mm	INTERVALO DE DESCARGA		ECUACIÓN DEL GASTO Q en m ³ /s H ₁ en m	INTERVALO DE CARGA HIDRAÚLICA		LIMITE MODULAR h _w /h ₁
	MINIMO Q(l/s)	MAXIMO Q(l/s)		MINIMO h ₁ en m	MAXIMO h ₁ en m	
76.2	0.77	32.1	0.1770 h ₁ ^{1.550}	0.030	0.330	0.5
152.4	1.50	111.1	0.3812 h ₁ ^{1.580}	0.030	0.450	0.6
228.6	2.50	251.0	0.5354 h ₁ ^{1.530}	0.030	0.610	0.6
304.8	3.32	457.0	0.6909 h ₁ ^{1.520}	0.030	0.760	0.7
457.2	4.80	695.0	1.0560 h ₁ ^{1.538}	0.030	0.760	0.7
609.6	12.10	937.0	1.4280 h ₁ ^{1.550}	0.046	0.760	0.7
914.4	17.60	1427.0	2.1840 h ₁ ^{1.566}	0.046	0.760	0.7
1219.2	35.80	1923.0	2.9530 h ₁ ^{1.578}	0.060	0.760	0.7
1524.0	44.10	2424.0	3.7320 h ₁ ^{1.587}	0.076	0.760	0.7
1828.8	74.10	2929.0	4.5190 h ₁ ^{1.595}	0.076	0.760	0.7
2133.6	85.80	3438.0	5.3120 h ₁ ^{1.601}	0.076	0.760	0.7
2438.4	97.20	3949.0	6.1120 h ₁ ^{1.607}	0.076	0.760	0.7

Fuente: Ackers, 1978 citado por César & Vázquez, 2001

2.2.4 Cárcamo de bombeo

Un cárcamo de bombeo consiste en un tanque que almacena la suficiente cantidad de agua para ser extraída con un determinado equipo de bombeo, de aquí que el diseño de los cárcamos está en función del tipo de bomba a utilizar y de la curva del caudal contra el tiempo (Gutierrez P., 2003).

Idealmente, el flujo de cualquier líquido dentro de una bomba debe ser uniforme, constante y libre de entrada de aire y turbulencias. La falta de uniformidad puede causar que la bomba funcione lejos de las condiciones óptimas de diseño, y a menor eficiencia hidráulica (CONAGUA, 2015).

Se han desarrollado métodos para determinar el volumen requerido del cárcamo. Con esto se pretende que el ciclo de bombeo (tiempo con bomba en operación más tiempo con bomba sin extracción) tenga una duración mayor que el tiempo mínimo recomendado por los fabricantes para

evitar que una bomba o un sistema de bombas tengan fallas por sobrecarga en el sistema de arranque. Sin embargo, aunque desde el punto de vista mecánico sea preferible operar las bombas por periodos largos, tiempos grandes de retención hidráulico no permiten el mantenimiento de las condiciones aerobias de las aguas residuales (Gutierrez P., 2003).

2.2.5 Tratamiento anaerobio

Consiste en una serie de reacciones bioquímicas en ausencia de oxígeno molecular originadas por microorganismos que transforman la materia orgánica en dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), gases traza como sulfuro de hidrógeno (H_2S), hidrógeno (H_2) y un subproducto líquido o semilíquido conocido como digestato, el cual consiste en microorganismos, nutrientes (nitrógeno, fósforo, etc.), metales, materia orgánica no degradada y materiales inertes (Akunna, 2019).

La digestión anaerobia se lleva a cabo en reactores completamente cerrados con la presencia de microorganismos facultativos y anaerobios estrictos. Este proceso típicamente se divide en cuatro etapas, tal como se muestra en la **Figura 14**: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Lazcano C., 2016). Otros procesos que también pueden ocurrir son las reducciones de nitrato y sulfato en amoníaco o gas nitrógeno y en sulfuro de hidrógeno, respectivamente (Akunna, 2019).

La **hidrólisis** consiste en la degradación de las macromoléculas complejas presentes en las aguas residuales como carbohidratos, proteínas y lípidos, en compuestos monoméricos más pequeños como aminoácidos, azúcares y ácidos grasos. Esto se lleva a cabo por medio de enzimas extracelulares hidrolíticas, excretadas por un consorcio específico de microorganismos (Lemos C., 2007; Riffat, 2013; Lazcano C., 2016).

En la **acidogénesis o fermentación**, los monómeros resultantes de la fase de hidrólisis son utilizados como fuentes de carbono y energía por bacterias fermentativas o acidogénicas. Los productos finales son principalmente los ácidos grasos volátiles (AGV) como el acético, propiónico, butírico, láctico, etc.; alcoholes como el etanol propanol y butanol, amoníaco, sulfuro de hidrógeno, CO_2 , H_2 y nuevas células bacterianas (Lemos C., 2007; Riffat, 2013; Lazcano C., 2016).

En la **acetogénesis**, algunos de los compuestos producidos por la acidogénesis (ácido propiónico y butírico) se oxidan por la acción de bacterias acetógenas en: acetato, hidrógeno y dióxido de carbono (Lemos C., 2007). Existe además otro grupo de bacterias conocidas como bacterias homoacetogénicas, que son anaerobias estrictas y producen acetato ya sea a partir de sustratos carbonados o el CO_2 como aceptor final de electrones (Lazcano C., 2016).

En la **metanogénesis**, las arqueas metanogénicas transformarán algunos de los productos de las fases anteriores en metano. De acuerdo con su afinidad por el sustrato, estos microorganismos se dividen en dos grupos: uno que forma metano a partir de ácido acético (acetoclásticos) y otro que lo produce a partir de hidrógeno y dióxido de carbono (hidrogenotróficos). Se estima que alrededor del 70% de la producción de metano es producido por el primer grupo que usa acetato como sustrato (Lemos C., 2007).

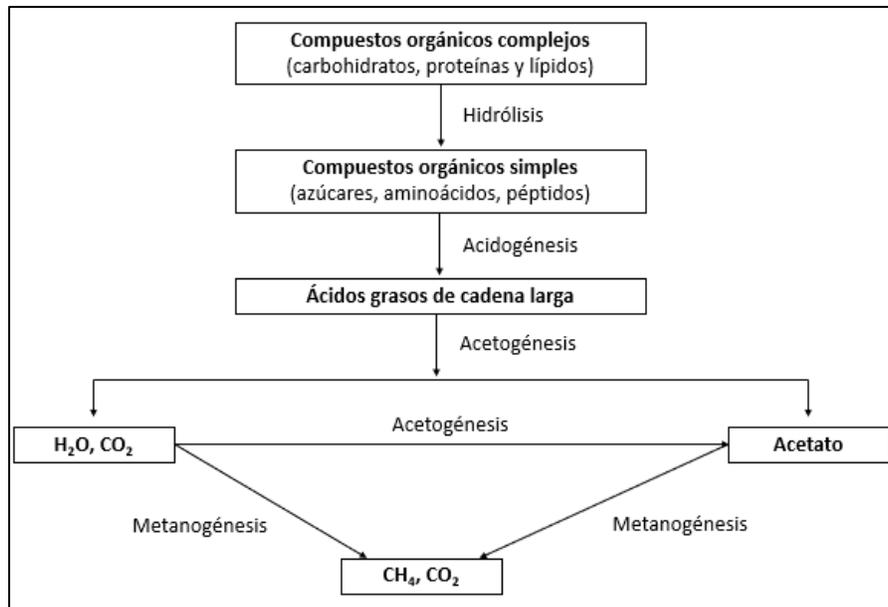


Figura 14 Pasos metabólicos involucrados en la biotransformación anaerobia
Fuente: Riffat, 2013

La digestión anaerobia requiere de un estricto control del proceso, en especial los microorganismos metanogénicos, ya que son altamente vulnerables a los cambios en las condiciones ambientales. A continuación, se mencionan los principales factores que influyen en la eficiencia del proceso.

Inóculo para la puesta en marcha del sistema. Una de las causas más frecuentes del mal funcionamiento de los reactores anaerobios es el desequilibrio entre las bacterias productoras y las consumidoras de ácidos. Dicho desequilibrio se debe durante el arranque, a la ausencia de un sistema microbiano maduro (Giraldo, 1998).

El arranque de cualquier reactor anaerobio es lento, debido a la baja producción de biomasa en relación con el sustrato consumido ($Y = 0.18 \text{ Kg SSV} / \text{Kg DQO removida}$) por lo que a menudo se inoculan sistemas de tratamiento con microorganismos procedentes de reactores anaerobios que tratan influentes similares, con el fin de acelerar el desarrollo de un consorcio microbiano equilibrado (Pacheco & Magaña, 2003).

De acuerdo con Akunna (2019) los reactores anaerobios pueden arrancar su operación con una siembra pesada de inóculo (al menos el 10% del volumen del reactor) o bien, manteniendo el pH del influente en un rango óptimo que fomente el desarrollo natural de poblaciones microbianas apropiadas.

Tiempo de retención de sólidos y de retención hidráulico. El tiempo de retención de sólidos (TRS) se refiere al tiempo promedio de permanencia de los microorganismos (lodo) en el sistema o reactor, este tiempo está directamente relacionado con las reacciones de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Por lo cual, si el TRS del reactor es menor que el TRS mínimo de cada reacción, el proceso anaerobio puede fallar (CONAGUA, 2017).

Por otra parte, el tiempo de retención hidráulico (TRH) se define como la cantidad teórica de tiempo que las aguas residuales permanecen en el sistema o reactor. El TRH y el TRS será el mismo para

sistemas de crecimiento suspendido completamente mezclados sin reciclaje de biomasa. En caso de que el TRH sea muy bajo, puede significar una gran pérdida de biomasa, especialmente cuando no se tienen instalaciones adecuadas para su retención. Por otro lado, en los sistemas de tratamiento de aguas residuales de *alta tasa*, el TRH es menor al TRS, esto fomenta una mayor retención de biomasa (Akunna, 2019).

Contenido orgánico residual. El tratamiento anaerobio es más adecuado para residuos sólidos, lodos y aguas residuales con concentraciones promedio de DQO de 2000 mg/L. En cambio, para aguas residuales de baja carga orgánica (DQO < 2000 mg/L), el tratamiento aerobio puede ser más apropiado, ya que la baja recuperación de biogás y los costos para una operación mesófila o termófila pueden dar lugar a que el pretratamiento anaerobio sea menos rentable que la aplicación directa del tratamiento aerobio (Márquez V. & Martínez G., 2011; Akunna, 2019).

Temperatura. Los sistemas de tratamiento anaerobio pueden operarse en rangos de temperatura psicrófilos (<20 °C), mesófilos (25-45 °C) o termófilos (45-60 °C). Sin embargo, los organismos metanógenos son más activos en los rangos mesófilo y termófilo siendo las temperaturas óptimas 37 °C y 55 °C, respectivamente. En la práctica, la mayoría de las plantas de tratamiento operan a temperaturas de 35°C ± 2 °C (Akunna, 2019).

El tratamiento anaerobio rara vez se opera a temperaturas psicrófilas, debido a la baja tasa de biodegradación de las largas cadenas de ácidos grasos y la baja recuperación de metano, lo cual empeora por la solubilidad relativamente alta del gas metano en agua a bajas temperaturas (Akunna, 2019). Aunque hay experiencias de trabajo de reactores anaerobios operando a 10-20 °C, el proceso suele disponer de tiempos de retención más largos o la población microbiana debe ser mayor para obtener el mismo grado de estabilización, ya que si los ácidos grasos se acumulan pueden generar espumas en el reactor (Márquez V. & Martínez G., 2011).

Aunque se desean altas temperaturas en el tratamiento, mantener una temperatura uniforme es aún más importante ya que el proceso anaerobio se considera muy sensible a los cambios bruscos de temperatura, por lo que el límite habitual es de aproximadamente ±2 °C al día. Cuando la temperatura del influente es variable debido a la naturaleza de los procesos que producen las aguas residuales, es esencial proporcionar un tratamiento previo en forma de enfriamiento, calentamiento o mezcla (Lemos C., 2007; Márquez V. & Martínez G., 2011).

pH y alcalinidad. Mientras que las bacterias acidogénicas son más tolerantes a valores de pH tan bajos como 4.5, los valores óptimos de pH para las bacterias metanogénicas se encuentran entre 7 y 8. Generalmente, se acepta que el rango de pH adecuado para todo el proceso es de 6.3-7.8, si el pH cae por debajo de 6.3 o aumenta más allá de 7.8, la tasa de actividad metanogénica se reducirá significativamente (Riffat, 2013).

Un pH bajo suele atribuirse a un aumento repentino o excesivo de materia orgánica en el sistema, esto implica que la producción de ácidos en un reactor continúe libremente, aunque la producción de metano se haya interrumpido. Como resultado, el contenido del reactor acumulará gran cantidad de ácidos grasos (Lemos C., 2007; Akunna, 2019).

Por otro lado, de acuerdo con van Haandel & Lettinga (1994), es importante que la alcalinidad del medio (alcalinidad del influente + alcalinidad generada en el tratamiento) sea suficiente para mantenerse en niveles seguros. Una concentración de 2000 a 4000 mg/L como CaCO₃ se requiere

típicamente para mantener el pH cercano al neutro (Márquez V. & Martínez G., 2011). Esta concentración rara vez está disponible en el influente, pero puede generarse por la degradación de compuestos nitrogenados, como las proteínas, que se hidrolizan para producir amoníaco, que causa un pH alcalino (Lemos C., 2007). Sin embargo, si los valores de pH se elevan más de 8.5, el amoníaco ejercerá un efecto tóxico sobre las bacterias metanogénicas (Hartmann & Ahring, 2006).

Cabe destacar que, durante el arranque de reactores anaerobios, el parámetro de control que indica el momento en el cual se debe incrementar o suspender la carga orgánica es la relación de alcalinidades (alfa, α). La relación α se define como el cociente de la alcalinidad a 5.75 entre la alcalinidad a 4.30 o alcalinidad total. La alcalinidad útil para fines de amortiguamiento del pH es la debida a los bicarbonatos, medida a 5.75; la alcalinidad debida a los AGV, mayormente medida entre pH's 5.7 y 4.30, es una forma indirecta de medir su concentración, la cual se debe mantener lo más baja posible, para evitar problemas de inhibición a las bacterias anaerobias (Instituto de Ingeniería UNAM, 2014).

Nutrientes. El tratamiento anaerobio requiere macronutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, así como micronutrientes para el crecimiento de los microorganismos. Como la composición precisa rara vez se conoce, los requerimientos de nutrientes se determinan en función de la composición empírica de las células microbianas. Generalmente, las aguas residuales domésticas presentan los nutrientes en las concentraciones adecuadas que proporcionan un ambiente ideal para el crecimiento de los microorganismos. (Lemos C., 2007; Riffat, 2013).

Compuestos tóxicos. Algunos de los inhibidores de la actividad microbiana son el amoníaco, sulfuros, ácidos grasos de cadena larga, sales, metales pesados, compuestos fenólicos y xenobióticos (Metcalf & Eddy, 1995). Los dos inhibidores microbianos más comunes en el proceso anaerobio son el sulfuro de hidrógeno y el amoníaco, aunque también se han observado niveles de tolerancia más altos debido a la aclimatación microbiana (Akunna, 2019).

La presencia de sulfatos puede limitar la metanogénesis, porque las bacterias reductoras de sulfato compiten con los microorganismos metanogénicos por sustratos como el hidrógeno y el acetato. Aunque se ha informado que se requieren hasta 20 mg/L de compuestos de azufre para la síntesis celular en sistemas de tratamiento anaerobio, las actividades microbianas anaerobias pueden disminuir 50% o más a concentraciones de sulfuro de 50-250 mg/L. Sin embargo, con una aclimatación adecuada, este umbral puede superarse en ciertas aplicaciones (Akunna, 2019).

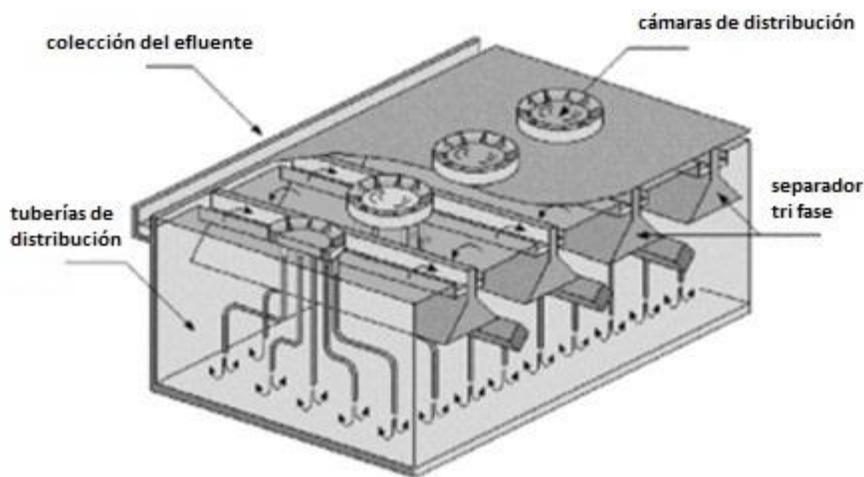
Por otra parte, se ha documentado que el umbral de toxicidad para el amoníaco libre es de 100 mg de $\text{NH}_3\text{-N/L}$, aunque también se han observado niveles de tolerancia más altos debido a la aclimatación microbiana. En términos de amonio total, se ha reportado toxicidad en el rango de 1,500-3,000mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ a pH superior a 7.4, y más de 3,000 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ (Akunna, 2019).

2.2.5.1 Reactor anaerobio de flujo ascendente

El reactor anaerobio de flujo ascendente RAFA (UASB por sus siglas en inglés), tal como se muestra en la **Figura 15**, consiste en un tanque rectangular o circular, en el cual el agua residual ingresa en la parte superior del reactor, desciende hacia el fondo del tanque por un sistema de tuberías y posteriormente asciende entrando en contacto con un manto de lodos con microorganismos anaerobios (CONAGUA, 2017).

El manto de lodos (microorganismos anaerobios) representa la zona de mayor importancia debido a que allí se realizan las diferentes reacciones bioquímicas de tratamiento. Estos microorganismos establecen entre sí relaciones simbióticas de alta eficiencia metabólica, idealmente bajo la forma de gránulos compactos de 3-5 mm altamente sedimentables (hasta 50 m/h), cuya concentración en la parte superior del manto es de 5 a 40 g/L y en la parte inferior del puede variar de 50 a 100 g/L (Márquez V. & Martínez G., 2011; Lazcano C., 2016).

Finalmente, el biogás, el lodo y el líquido tratado ascienden a la parte superior del reactor, en donde entran en contacto con deflectores que permiten la separación del biogás y la sedimentación del lodo. El biogás es capturado en la campana de recolección que se encuentra en la parte superior del reactor, el efluente sale por la parte superior (vertedores) y las partículas sólidas caen de nuevo en la parte superior del lecho de lodos (CONAGUA, 2017).



*Figura 15 Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA)
Fuente Lemos C., 2007*

Los principios que rigen el funcionamiento de los reactores UASB son (Lemos C., 2007):

- El flujo ascendente debe asegurar un contacto máximo entre la biomasa y el sustrato.
- Se deben evitar cortocircuitos, para permitir tiempos de retención suficientes para la degradación de la materia orgánica.
- El sistema debe tener un dispositivo bien diseñado para separar adecuadamente el biogás, el líquido y los sólidos, liberando los dos primeros y permitiendo la retención del último.
- Los lodos deben estar bien adaptados, con una alta actividad metanogénica específica y excelentes características de sedimentación. Si es posible, el lodo debe ser granuloso, toda vez que este tipo de lodo presenta mejores características que las del lodo floculento.

A continuación, se describen las medidas más importantes en relación con el diseño y el funcionamiento del sistema UASB de acuerdo con la metodología propuesta por Lemos C. (2007) y Akunna (2019).

Carga hidráulica volumétrica y tiempo de retención hidráulico. La carga hidráulica volumétrica (VHL) es la cantidad de agua residual aplicada diariamente al reactor, por unidad de volumen. Siendo el tiempo de retención hidráulico (TRH) recíproco de la carga hidráulica volumétrica.

Estudios experimentales demostraron que la carga hidráulica volumétrica no debe exceder 5.0 m³/m³·d. Mientras que, se han adoptado tiempos de retención hidráulico de 8 a 10 horas, considerando el gasto promedio diario para el tratamiento de aguas residuales domésticas a 20°C.

$$VHL = \frac{Q}{V} \quad \text{Ecuación 11}$$

Donde:

VHL = carga hidráulica volumétrica (m³/m³·d)

Q = caudal (m³/d)

V = volumen total de reactor (m³)

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde:

TRH = tiempo de retención hidráulico (d)

V = volumen total de reactor (m³)

Q = caudal (m³/d)

Carga orgánica volumétrica. La carga orgánica volumétrica (L_v) se define como la cantidad de materia orgánica aplicada diariamente al reactor, por unidad de volumen:

$$L_v = \frac{Q \times S_0}{V} \quad \text{Ecuación 13}$$

Donde:

L_v = carga orgánica volumétrica (kg DQO/m³·d)

Q = caudal (m³/d)

S₀ = concentración del sustrato del influente (kg DQO/m³)

V = volumen total del reactor (m³)

En cuanto a las aguas residuales domésticas con una concentración relativamente baja de materia orgánica (< 1000 mg DQO/l), la carga orgánica volumétrica a aplicar es mucho menor, oscilando entre 2.5 y 3.5 kg DQO/m³·d. Los valores más altos resultan en cargas hidráulicas excesivas y, en consecuencia, en velocidades de flujo ascendente excesivas.

Tasa de carga biológica. La tasa de carga biológica (L_s) o de lodos se refiere a la cantidad de materia orgánica aplicada diariamente al reactor, por unidad de biomasa presente:

$$L_s = \frac{Q \times S_0}{M} \quad \text{Ecuación 14}$$

Donde:

L_s = tasa de carga biológica (kg DQO/kg SV·d)

$Q = \text{caudal (m}^3/\text{d)}$

$S_0 = \text{concentración del sustrato del influente (kg DQO/m}^3\text{)}$

$M = \text{masa de microorganismos presentes en el reactor (kg SV/m}^3\text{)}$

La literatura recomienda que la tasa de carga biológica durante la puesta en marcha del sistema oscile entre 0.05 y 0.15 kg DQO/kg SV·d, dependiendo del tipo de efluente a tratar. Estas cargas deben aumentarse gradualmente, de acuerdo con la eficiencia del sistema. Dado que la tasa máxima de carga biológica depende de la actividad metanogénica de los lodos, para las aguas residuales domésticas la actividad metanogénica suele oscilar entre 0.3 y 0.4 kg DQO/kg SV·d, que es, por lo tanto, el límite para la carga biológica.

Velocidad de ascenso. La velocidad de flujo ascendente del líquido V_a se calcula de la siguiente manera:

$$V_a = \frac{H}{TRH} \quad \text{Ecuación 15}$$

Donde:

$V_a = \text{velocidad ascensional (m/h)}$

$H = \text{altura del reactor (m)}$

$TRH = \text{tiempo de retención hidráulico (h)}$

La velocidad máxima de flujo ascendente en el reactor depende del tipo de lodo presente y de las cargas aplicadas. Para los reactores que funcionan con lodos floculentos y tasas de carga orgánica entre 5.0 y 6.0 kg DQO/m³·d, las velocidades medias oscilan entre 0.5 a 0.7 m/hora, tolerándose picos temporales de hasta 1.5 a 2.0 m/hora durante 2 a 4 horas. Para los reactores que funcionan con lodos granulares, las velocidades pueden ser significativamente más altas, hasta 10 m/hora.

Para las velocidades de flujo ascendente y los tiempos de retención hidráulico recomendados para el diseño de reactores RAFA que traten aguas residuales domésticas (V_a inferior a 1,0 m/hora y TRH entre 6 y 10 horas a 20-26 °C), las profundidades del reactor deben estar entre 3 y 6 m., tal como se representa en la **Figura 16**.

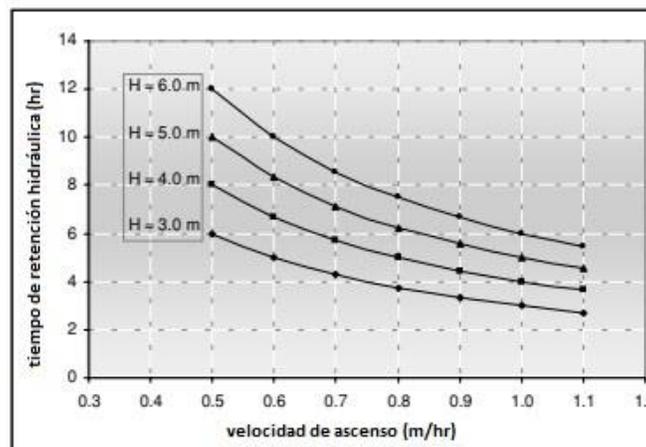


Figura 16 Relación entre la velocidad de flujo ascendente y TRH para diferentes alturas de reactor

Fuente: Lemos C., 2007

Producción de biogás. La producción de biogás se puede evaluar a partir de la carga estimada de DQO del influente al reactor que se convierte en gas metano. De manera simplificada, la porción de DQO convertida en gas metano se puede determinar de la siguiente manera:

$$DQO_{CH_4} = Q \times (S_0 - S) - Y_{obs} \times Q \times S_0 \quad \text{Ecuación 16}$$

Donde:

DQO_{CH_4} = DQO convertida en metano (kgDQO_{CH₄}/d)

Q = caudal (m³/d)

S_0 = DQO influente (kg/DQO/m³)

S = DQO efluente (kgDQO/m³)

Y_{obs} = coeficiente de producción de sólidos en el sistema (0.11 – 0.23 kgDQO_{lodos}/kgDQO_{aplicada})

La masa de metano (kg DQO_{CH₄}/d) puede ser convertida en producción volumétrica (m³CH₄/d) por medio de la siguiente ecuación:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad \text{Ecuación 17}$$

Donde:

Q_{CH_4} = producción volumétrica de metano (m³/d)

$K(t)$ = factor de corrección para la temperatura del reactor (kgQDO/m³)

$$K(t) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)} \quad \text{Ecuación 18}$$

Donde:

$K(t)$ = factor de corrección para la temperatura (kgQDO/m³)

P = presión atmosférica (1 atm)

K_{DQO} = DQO de un mole de CH₄ (64 gDQO/mol)

R = constante de los gases ideales (0.08206 atm · L/mol · K)

T = temperatura de operación del reactor (°C)

Una vez obtenida la producción teórica de metano, la producción total de biogás se puede estimar a partir del contenido de metano esperado. Para el tratamiento de aguas residuales domésticas, la fracción de metano generalmente oscila entre el 70 y el 80%.

La liberación incontrolada de biogás a la atmósfera es perjudicial, no solo por los posibles malos olores, sino por los riesgos inherentes al gas metano, que es combustible. Por lo tanto, el biogás producido en el reactor debe ser recogido, medido y, posteriormente, utilizado o quemado.

Producción de lodos. La estimación de la producción de lodos en reactores RAFA se puede hacer a través de la siguiente ecuación:

$$P_s = Y \times DQO_{aplicada} \quad \text{Ecuación 19}$$

Donde:

P_s = producción de sólidos en el sistema (kgSST/d)

Y = coeficiente de producción de sólidos (usualmente 0.10 – 0.20 kgSST/kgDQO_{aplicada})

DQO_{aplicada} = DQO diaria en el sistema (kgDQO/d)

En tanto que, la estimación de la producción volumétrica de lodos se puede hacer mediante la siguiente ecuación:

$$V_s = \frac{P_s}{\gamma \times (C_s/100)}$$

Ecuación 20

Donde:

V_s = producción volumétrica de lodo (m³)

P_s = producción de sólidos en el sistema (kgSST/d)

γ = densidad del lodo (usualmente de 1,020 – 1,040 kg/m³)

C_s = concentración del lodo (%)

Una vez que se alcanza la máxima capacidad de almacenamiento de lodos en el RAFA, el exceso de lodo debe ser descargado, de lo contrario, puede ocurrir un lavado no deseado de los lodos. Sin purga de lodos, la tasa de sólidos suspendidos lavados en el efluente será igual a la producción neta de lodos y por lo tanto los valores de DQO y SST se incrementarán. Por otro lado, cuando el nivel del lodo en el reactor es muy bajo, las eficiencias de remoción son bajas. Por lo tanto, es necesario un sistema eficiente para controlar la altura de la capa de lodo (van Lier, *et al.*, 2010).

La cantidad de lodo y la altura de la cama de lodo deben ser más o menos constantes, por lo tanto, deben determinarse con regularidad. La evaluación de la cantidad de biomasa es generalmente hecha a través de la determinación del perfil vertical de sólidos, considerando que los sólidos volátiles son una medida de la biomasa presente en el reactor (masa de la materia celular). Basado en la diferencia entre la altura máxima y la altura medida del nivel del manto de lodos, es posible decidir si se realiza o no una purga de lodos (CONAGUA, 2017). La **Figura 17** muestra ejemplos de dispositivos acoplados a reactores RAFA para el muestreo de lodos.

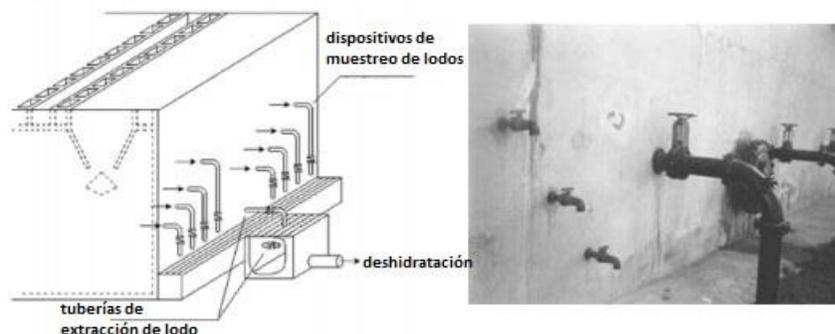


Figura 17 Ejemplo de dispositivos de muestreo y descarga de lodos en reactores RAFA
Fuente: Lemos C., 2007

Para un óptimo funcionamiento de un RAFA es importante descargar el lodo con una baja actividad, en el caso de un agua residual municipal, se refiere a una capa floculenta superficial menos densa.

La rutina normal debe ser descargar el lodo de los niveles superiores y, solo ocasionalmente, de los niveles inferiores o drenar para prevenir la flotación de material particulado inerte en el fondo (van Lier, *et al.*, 2010).

En muchas plantas de tratamiento el sistema de purga instalado no es el adecuado, por ejemplo, algunas de ellas solo tienen un nivel de purga localizado en la parte más baja del reactor, lo que resulta en una descarga continua de la biomasa más activa del manto de lodos. Además, la densidad del lodo podría reducirse a niveles muy bajos de hasta de 20 kg SST/m³, a diferencia de los valores encontrados comúnmente entre 60 y 100 kilogramos de SST por metro cúbico (CONAGUA, 2017).

En cuanto a la distribución del sistema de purga de lodos, se necesitan entre 2 y 3 tuberías de purga por nivel de descarga, cada una con una sola abertura. Considerando que el área superficial del RAFA sea mayor a 500 m², la densidad de la purga de lodo es aproximadamente de 1 por cada 100 m² (van Lier, *et al.*, 2010).

2.2.6 Tratamiento aerobio

En el tratamiento aerobio los microorganismos asimilan la materia orgánica y nutrientes disueltos en el agua para su propio crecimiento en presencia de oxígeno, el cual actuará como aceptor de electrones. Es decir, los biopolímeros, tales como carbohidratos, lípidos y proteínas, se solubilizan por respiración aerobia por acción de las exoenzimas hasta convertirlos en moléculas más pequeñas: monosacáridos, disacáridos, aminoácidos, ácidos grasos, glicerol, etc., y son metabolizados con producción de energía y multiplicación celular (Lazcano C., 2016). En función del sistema empleado para el crecimiento de la biomasa, los sistemas de tratamiento aerobio se clasifican de la siguiente forma (Chandrappa & Das, 2014):

Sistemas de tratamiento aerobio de biomasa adherida: El influente fluye sobre un medio (plástico, cerámica, rocas, etc.) con microorganismos adheridos a la superficie, los cuales actuarán sobre grandes moléculas biodegradables y se degradarán en moléculas de menor peso molecular.

Sistemas de tratamiento aerobio de biomasa suspendida: Es un tipo de tratamiento en el que los microorganismos se mantienen en suspensión, los cuales actúan sobre la materia orgánica y la degradan a moléculas más pequeñas. En última instancia, el lodo, que consiste en biomasa microbiana, se separa, dejando atrás el agua tratada para su descarga o reutilización.

2.2.6.1 Lodos activados

El proceso de lodos activos es un proceso de biomasa suspendida, donde los microorganismos se agrupan formando flóculos que, a su vez, forman una masa microbiana activa llamada “lodo activado”. La mezcla de lodos activados y agua residual se denomina “licor de mezcla” (Buitrón M. *et al.*, 2018).

Los lodos activados tienen la propiedad de poseer una superficie altamente activa para la adsorción de materiales coloidales y suspendidos en la superficie de la célula, en donde se descomponen en formas solubles más simples que, posteriormente, se absorberán a través de la pared celular. El resultado es una porción de la materia orgánica de las aguas residuales convertida en productos

finales como CO₂, H₂O, NH₃, desechos orgánicos estables y nuevas células (Lazcano C., 2016; Spellman, 2020).

Los componentes básicos de un sistema de tratamiento de aguas residuales de lodos activados incluyen un tanque de aireación y un clarificador secundario. El influente de aguas residuales ingresa continuamente al tanque de aireación junto con una porción de lodos sedimentados provenientes del clarificador secundario. En dicho tanque, los microorganismos metabolizan y flocculan biológicamente los compuestos orgánicos. Finalmente, el licor de mezcla se deposita en el sedimentador secundario en donde el sobrenadante corresponde al efluente de la planta. Es importante destacar que, una parte de los sólidos concentrados del fondo del tanque de sedimentación debe eliminarse del proceso (Spellman, 2020).

Para obtener el nivel deseado de rendimiento en un sistema de lodos activados, se debe mantener un equilibrio adecuado entre la cantidad de alimento (materia orgánica), microorganismos (lodos activados) y oxígeno (Sánchez R., 2017). La mayoría de los problemas con el proceso de lodos activados resultan de un desequilibrio entre estos tres elementos (López Vázquez *et al.*, 2017). Por ello, los cálculos de control de procesos son herramientas importantes utilizadas por el operador para optimizar y controlar las operaciones del proceso, los cuales se describen a continuación:

Sólidos suspendidos en el licor de mezcla (SSLM): Corresponde al total de sólidos suspendidos, orgánicos e inorgánicos, incluyendo los microorganismos (Lazcano C., 2016). La concentración óptima de SSLM para un funcionamiento adecuado dependerá del tipo de agua a tratar y de las características del sistema de tratamiento, aunque generalmente no debería ser inferior a 1500 mg/L ni superior a 5000 mg/L (Buitrón M. *et al.*, 2018).

Sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla (SSVLM): Puesto que los sólidos suspendidos incluyen tanto a los microorganismos (biomasa) como a otros sólidos inertes, la concentración de biomasa se asocia al contenido de sólidos suspendidos volátiles. Así, en la práctica, algunas veces se utiliza el valor de SSLM y otras veces será necesario considerar solamente la parte activa del licor de mezcla MEDIANTE el valor de SSVLM (Buitrón M. *et al.*, 2018).

Índice volumétrico de lodos (IVL): Se usa para indicar las características de sedimentabilidad del lodo. Con un índice menor a 100 se considera que el lodo tiene buena sedimentabilidad. Entre más bajo el índice, el lodo es más denso (Marín O. & Osés P., 2013).

$$IVL = \frac{V_f \times 1000}{X}$$

Ecuación 21

Donde:

IVL = índice volumétrico de lodos ml/g

V_f = sólidos sedimentados en un cono Imhoff despues de 30 – 45 min (ml/L)

X = sólidos suspendidos de licor de mezcla SSLM (mg/L)

Relación alimento/microorganismo (F/M): Es un indicador de la carga orgánica en el sistema con respecto a la cantidad de sólidos biológicos que hay en el tanque, en otras palabras, es la masa eliminada de DBO dividida entre la biomasa en el reactor (César & Vázquez, 2001).

Indica si el proceso está siendo alimentado a la velocidad que los microorganismos en el licor mezclado son capaces de degradar la materia orgánica inducida. Si el alimento introducido es mucho o poco para la cantidad de microorganismos presentes, se pueden presentar problemas de operación ocasionando que la cantidad del agua tratada disminuya (Marín O. & Osés P., 2013). Valores típicos oscilan entre 0.2 y 0.4 mg de DBO/mg de SSLM·día (César & Vázquez, 2001).

$$F/M = \frac{Q_0 (S_0 - S)}{X \times V} \quad \text{Ecuación 22}$$

Donde:

F/M = relación alimento/microorganismos (mg DBO/mg SSLM · d)

Q_0 = caudal influente (m^3/d)

S_0 = DBO influente (mg/L)

S = DBO del efluente (mg/L)

X = sólidos suspendidos de licor de mezcla (mg/L)

V = volumen del tanque de aireación (m^3)

Tiempo de retención hidráulico (TRH): Tiempo promedio que permanece el líquido que ingresa al tanque de aireación. En los procesos convencionales, el TRH está en un intervalo de 3 a 5 horas (César & Vázquez, 2001).

$$TRH = \frac{V}{Q_0} \times 24 \quad \text{Ecuación 23}$$

Donde:

TRH=tiempo de retención hidráulico (horas)

Q_0 = caudal influente (m^3/d)

V = volumen del tanque de aireación (m^3)

Carga orgánica volumétrica: Se expresa como la velocidad a la que se suministra al sistema la materia orgánica disuelta, los valores oscilan entre 0.8 a 2.0 kg DBO/ m^3 ·d (César & Vázquez, 2001).

$$L_v = \frac{Q_0 S_0}{V} \quad \text{Ecuación 24}$$

Donde:

L_v = carga orgánica volumetrica (kg DBO/ m^3 · d)

Q_0 = caudal influente (m^3/d)

S_0 = DBO influente (kg/ m^3)

V = volumen del tanque de aireación (m^3)

Gasto de recirculación de lodos: Esto hace referencia a recircular lodos del sedimentador al reactor aerobio, lo cual permite mantener una concentración adecuada de lodos en el reactor y por ende un tratamiento adecuado, este valor puede obtenerse mediante alguna de la siguiente ecuación (Sánchez R., 2017).

$$Q_r = \frac{Q_0 X - V(r'g)}{X_r - X} \quad \text{Ecuación 25}$$

$$r'g = (Y (S_0 - S)/TRH) - k_d X$$

Ecuación 26

Donde:

Q_r = caudal de recirculación (m^3/d)

Q_0 = caudal influente (m^3/d)

X = SSVLM en el reactor (mg/L)

V = volumen del tanque de aireación (m^3)

X_r = SSVLM en el lodo recirculado (mg/L)

$r'g$ = velocidad neta de crecimiento de células en el reactor ($gr\ SSV/m^3 \cdot d$)

Y = masa celular formada/sustrato consumido; suele ser de 0.5 – 0.6 $gr\ SSV/gr\ DBO$

S_0 = DBO influente (mg/L)

S = DBO efluente (mg/L)

TRH = tiempo de retención hidráulico (días)

K_d = coeficiente de decaimiento endógeno; suele ser 0.03 – 0.06 d^{-1}

Gasto de lodo desechado: permite que se mantenga una relación F/M o una edad de lodos determinadas. Comúnmente se realiza la purga desde la línea de recirculación pues el lodo es más concentrado y precisa de mecanismos de bombeo de menor capacidad (Sánchez R., 2017).

$$Q_w = \frac{(Q_0 + Q_r) X - Q_r X_r}{X_w}$$

Ecuación 27

Donde:

Q_w = caudal de desecho de lodos (m^3/d)

Q_0 = caudal influente (m^3/d)

Q_r = caudal de recirculación (m^3/d)

X = SSVLM en el reactor (mg/L)

$X_r = X_w$ = SSVLM en el lodo recirculado o de desecho (mg/L)

Edad del lodo: También llamado tiempo medio de retención celular (TMRC). Representa el tiempo promedio que un microorganismo pasará en el proceso de lodos activados. Este valor es mayor que el TRH debido al retorno de lodos provenientes del sedimentador, dependiendo de las características del efluente estos tiempos varían de 4 a 15 días (César & Vázquez, 2001).

En un proceso diseñado para operar a cargas F/M convencionales, no se producirá un efluente de alta calidad si el valor del TMRC es pequeño, debido a que el valor F/M será demasiado alto comparado con el valor de diseño (Marín O. & Osés P., 2013).

Este parámetro también determina el tipo de microorganismos que predominan en el sistema, ya que tiene una influencia directa en el proceso de nitrificación. Una planta que es operada a TMRC mayores a 15-20 días, generará un efluente nitrificado (Marín O. & Osés P., 2013).

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

Ecuación 28

Donde:

θ_c = tiempo medio de retención celular o edad del lodo (d)

V = volumen del tanque de aireación (m^3)

X = SSVLM en el reactor (mg/L)

Q_w = caudal de desecho de lodos (m^3/d)

$X_w = \text{SSVLM en el lodo de desecho (kg/m}^3\text{)}$

Relación de recirculación. Relación entre el caudal recirculado y el caudal que fluye por el sistema de tratamiento. Los valores varían entre 0.25 y 1.0 (César & Vázquez, 2001).

$$R = \frac{Q_r}{Q_0}$$

Ecuación 29

Donde:

$R = \text{Relación de recirculación}$

$Q_r = \text{caudal de recirculación (m}^3\text{/d)}$

$Q_0 = \text{caudal (m}^3\text{/d)}$

Tasa de utilización de oxígeno: Se refiere a la tasa a la que el oxígeno es consumido por los microorganismos en el reactor biológico. Para el proceso de lodos activados, dicha tasa siempre excederá la tasa natural de reposición, por lo que se tienen que usar algunos medios artificiales para la adición de oxígeno. Con excepción del sistema de oxígeno puro, el oxígeno es abastecido mediante la aireación del licor mezclado en el reactor biológico (César & Vázquez, 2001).

La tasa de utilización del oxígeno es una función de las características tanto del agua residual como del reactor. El tratamiento de agua residual municipal por el proceso de lodos activados convencional origina una tasa de utilización de oxígeno de aproximadamente 30 mg/l·h, y superior a 100 mg/l·h si el tratamiento es por el proceso de alta tasa. La adición de oxígeno debe ser suficiente para satisfacer la tasa de utilización de oxígeno y todavía mantener en todo momento un pequeño excedente en el licor mezclado, para asegurar que se lleve a cabo el metabolismo aerobio (César & Vázquez, 2001).

2.2.6.2 Filtros percoladores

Consiste en rociar aguas residuales sobre un lecho de rocas, grava u otro medio natural o sintético (empaque) por medio de rociadores fijos o aspersores móviles. A medida que las aguas residuales gotean sobre la superficie del medio, se desarrolla un crecimiento de microorganismos (biopelícula) alrededor del soporte. De esta forma, la materia orgánica del agua residual es adsorbida y descompuesta por la biomasa adherida al empaque. Al mismo tiempo, el aire que se mueve a través de los espacios abiertos en el filtro transfiere oxígeno a las aguas residuales y a la “capa externa aerobia” de la biopelícula (Lazcano C., 2016; Spellman, 2020).

De igual forma, es necesario dejar un falso fondo con ventanas en la parte inferior del reactor. La superficie de estas ventanas será de entre un área de 15% - 25% de la superficie transversal del filtro. La diferencia de la temperatura del aire y la temperatura del agua residual, generan gradientes que producen la aireación necesaria para el proceso, aunque en ocasiones es necesario utilizar equipos soplantes o extractores de aire (César & Vázquez, 2001; Sánchez R., 2017).

A medida que los microorganismos utilizan los alimentos y el oxígeno, producen más organismos además de dióxido de carbono, sulfatos, nitratos y otros subproductos estables. El crecimiento progresivo de la biopelícula causa que la materia orgánica que se absorbe sea empleada por los microorganismos de la “capa externa aerobia”, dejando a los de la “capa interna anaerobia” con

menos alimento y oxígeno, por lo que estos últimos entran en fase de crecimiento endógeno, provocando pérdida de adherencia al medio de soporte que será arrastrada por el agua circulante, dando lugar al crecimiento de una nueva biopelícula (Sánchez R., 2017).

El espesor de la capa aerobia está en función del caudal de agua residual aplicado y de su DBO. Cuanto mayor sea la DBO del afluente, menor será el espesor de la capa aerobia, ya que se presenta un consumo más rápido de oxígeno. Por otra parte, los caudales elevados favorecen el mantenimiento de una capa aerobia más espesa debido al oxígeno disuelto suministrado con el influente (Ramalho, 2003).

Cada filtro dispone de un sistema de drenaje inferior para recolectar el efluente y los sólidos que se desprenden. El lodo arrastrado fuera del sistema con el efluente tratado se separa por sedimentación en un tanque, el cual puede funcionar como una etapa adicional de tratamiento si se le oxigena adecuadamente; en caso contrario, el lodo sedimenta formando un lodo anaerobio (Lazcano C., 2016).

Cabe destacar que, el reciclado del efluente está indicado para obtener una calidad mayor en el tratamiento, principalmente si la DBO del influente es mayor de 500 mg/l. Por lo que en los sistemas de filtración por percolación con una o varias etapas son posibles muchas formas de reciclado (Ramalho, 2003).

Las dos propiedades más importantes de los filtros percoladores son la superficie específica y el porcentaje de huecos. La superficie específica se define como los m² de superficie de relleno por m³ de volumen total, por lo que cuanto mayor sea la superficie específica mayor será la cantidad de limo biológico por unidad de volumen. Por otra parte, a mayor porcentaje de huecos se consiguen cargas hidráulicas superiores sin peligro de inundación (Ramalho, 2003).

A continuación, se describen los criterios básicos del proceso (César & Vázquez, 2001; Sánchez R., 2017):

Carga hidráulica superficial: Es la tasa a la cual se aplica agua residual a la superficie del filtro percolador e incluye el gasto recirculado. Un valor típico para un filtro percolador convencional es 20 m³/m²·d, mientras que para filtros de alta tasa el valor varía de 10 a 40 m³/m²·d. Si se aumenta la tasa de carga hidráulica se incrementa el deslave y esto ayuda a mantener abierto el medio filtrante (César & Vázquez, 2001).

$$Carga\ hidra\acute{u}lica = \frac{Q_0 + Q_r}{A_s} \qquad \text{Ecuación 30}$$

Donde:

Q_0 = gasto de agua residual cruda (m³/d)

Q_r = gasto de recirculación (m³/d)

A_s = área de la sección transversal filtro percolador (m²)

Carga orgánica volumétrica. Se refiere al flujo volumétrico de sustrato que ingresa al sistema de filtro, es decir, no incluye la adicionada por la recirculación. Un valor típico en un filtro percolador es 0.5 kg/m³·d, en tanto que para un filtro de alta tasa el valor varía de 0.31 a 1.0 kg/m³·d. Un valor grande implica un crecimiento rápido de la biomasa, en donde un crecimiento excesivo puede

ocasionar la obstrucción de los vacíos del medio de soporte y se tendría como resultado su inundación (César & Vázquez, 2001).

$$L_v = \frac{Q_0 \cdot S_0}{V} \quad \text{Ecuación 31}$$

Donde:

L_v = carga orgánica volumetrica (kg DBO/m³ · d)

Q_0 = gasto de agua residual cruda (m³/d)

S_0 = DBO del influente (kgDBO/m³)

V = volumen del lecho del filtro percolador (m³)

Relación de recirculación. Relación entre el caudal recirculado y el caudal que fluye por el sistema de tratamiento.

$$R = \frac{Q_r}{Q_0} \quad \text{Ecuación 32}$$

Donde:

R = Relación de recirculación

Q_r = Flujo de recirculación (m³/d)

Q_0 = gasto de agua residual cruda (m³/d)

Finalmente, uno de los modelos más empleados para el diseño de filtros percoladores fue el propuesto por Eckenfelder. El propósito es obtener una relación entre la disminución de la DBO, la profundidad del filtro, la carga hidráulica y las características del medio y es la siguiente:

$$S_e = S_0 e^{-kh/q^n} \quad \text{Ecuación 33}$$

Donde:

S_e = concentración de sustrato en el efluente, (mg/l)

S_0 = concentración de sustrato en el influente (mg/l)

h = profundidad del medio (m)

q = carga hidráulica (m³/m² · min)

k = constante de tratabilidad a 20 °C (min⁻¹)

n = coeficiente relativo a las características del medio

Los valores de n varían entre 0.5 y 1.0, Benjes ha fijado el valor de n en 2/3 para empaque de roca y de 1/2 para los medios plásticos, mientras que, para empaque plástico aleatorio, Porter y Smith recomiendan el valor de 0.4 (Sánchez R., 2017).

Los valores de la constante de tratabilidad varían de 0.01 a 0.1 min⁻¹; el valor promedio para aguas residuales municipales sobre medios de plástico modulares es 0.06 a 20 °C. Comúnmente, se determina mediante análisis en planta piloto con el fin de considerar las características del agua residual y del medio de soporte seleccionado. Para otras temperaturas se requiere ajustar la constante de tratabilidad, mediante la siguiente expresión (César & Vázquez, 2001):

$$k_T = k_{20^\circ C} (1.035)^{T-20} \quad \text{Ecuación 34}$$

k_T = constante de tratabilidad a una temperatura T (min⁻¹)

$k_{20\text{ }^\circ\text{C}}$ = constante de tratabilidad a u 20 °C (min^{-1})

T = temperatura de trabajo

2.2.7 Combinación de tratamiento anaerobio y aerobio

Existen plantas de tratamiento de baja carga orgánica que incorporan un tratamiento anaerobio previo a un tratamiento aerobio a fin de convertir moléculas orgánicas complejas en ácidos orgánicos más simples (es decir, provocar hidrólisis y acidificación) y, en consecuencia, reducir la demanda de oxígeno (y energía) para un “pulido” aerobio posterior. Sin embargo, el sistema anaerobio requiere que funcione a temperatura tropical ambiente, a fin de requerir menor energía externa para llevar el sistema a los rangos de temperatura mesófilos más eficientes (Akunna, 2019).

A continuación, se describen ejemplos de combinaciones de tratamiento anaerobio y aerobio empleadas en el tratamiento de aguas residuales.

2.2.7.1 Reactores RAFA + Lodos activados

Una alternativa muy prometedora para cumplir con los estándares regulatorios de descarga de efluentes en regiones de clima cálido es la implementación de un sistema a base de lodos activados como tratamiento posterior del efluente de reactores anaerobios tipo RAFA.

Algunas de las características de la combinación de estos dos sistemas son las siguientes (von Sperling M. , 2007):

- No hay necesidad de tanques de sedimentación primarios, así como espesadores y digestores de lodos, ya que estos son reemplazados por el reactor RAFA.
- El volumen total de las unidades es inferior al volumen total de las unidades de lodos activados convencionales debido a la disminución de la producción de lodos y la mejora de la deshidratabilidad de estos.
- El crecimiento de biomasa aerobia en el lodo activado es menor, debido a que una gran parte de la materia orgánica ya ha sido eliminada en la etapa anaerobia, por lo que la producción de lodos residuales también es menor.
- El tratamiento de los lodos es muy simplificado, ya que el exceso de lodo aerobio puede ser devuelto al reactor RAFA, donde se somete a digestión y espesamiento. Como este exceso de flujo de lodo aerobio es muy bajo, en comparación con el flujo de influente, no hay perturbaciones operativas en el reactor RAFA.
- El lodo mixto extraído del reactor anaerobio se digiere y tiene concentraciones similares a las de un lodo espesado, y también tiene excelentes características de deshidratación por lo que, la masa de lodos producidos y a tratar es del orden del 40 al 50% menor del valor total producido en lodos activados convencionales.
- Su principal desventaja es que una vez que el reactor RAFA elimina gran parte del carbono orgánico y apenas afecta la concentración de nutrientes, en general la concentración de materia orgánica en el efluente anaerobio es menor que el mínimo necesario para una buena desnitrificación y eliminación de fósforo.
- La eficiencia del sistema en la eliminación de los principales contaminantes (excepto N y P) es similar a la del sistema convencional de lodos activados.

- La aplicación de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales a temperaturas templadas o frías aún no se ha demostrado completamente, pero parece prometedora.

En la **Tabla 7** se resumen los principales parámetros de diseño utilizados en el proceso de lodos activados como postratamiento de efluentes de reactores anaerobios.

Tabla 7 Parámetros de diseño considerados en el proceso RAFA + Lodos activados

Parámetro	Valor
Edad del lodo	6-10 (d)
F/M	0.25-0.40 (kg DBO/kg SSVLM·d)
Tiempo de retención hidráulico	3-5 (h)
Concentración SSVLM en el reactor	1100-1500 (mg/l)
Concentración SSLM en el reactor	1500-2000 (mg/l)
Promedio de requerimientos de O ₂ demanda carbonácea	0.80-0.94 (kg O ₂ /kg DBO rem)
Exceso de lodo aerobio retornado al reactor RAFA	0.78-0.90 (kg SS/kg DBO removida en lodos activados)
Concentración de SS de lodos aerobios retornados al reactor RAFA y/o tanque de aireación	3000-5000 (mg/L)
Coeficiente de recirculación del sedimentador al reactor aerobio	0.6-1.0
Eficiencia de remoción de SSV del lodo aerobio en el reactor RAFA	25-45 %
Producción total de lodo (a ser deshidratado)	0.40-0.60 (kg SS/kg DBO aplicada)
Concentración de lodo aerobio y anaerobio removido del reactor RAFA	3.0-4.0 %

Fuente: Adaptado de von Sperling M. (2007)

2.2.7.2 Reactores RAFA + Filtros percoladores

Los filtros percoladores como unidad de postratamiento de efluentes provenientes de reactores RAFA han ganado aceptación en regiones de clima cálido. Esta combinación suele implicar una baja producción de lodos, una relativa simplicidad operativa y de mantenimiento, así como bajos costos operativos en comparación con otros procesos aerobios de postratamiento (Lemos C., 2007). Así mismo, proporcionan una calidad de efluente similar en comparación con los sistemas compactos mecanizados como lodos activados (von Sperling & Chenicharo, 2005).

El exceso de lodo aerobio de los sedimentos secundarios se devuelve al reactor RAFA de modo que no se requieren unidades separadas para el espesamiento y la digestión del lodo. Además, como la eliminación de DBO en los reactores RAFA suele ser mayor que en los sedimentadores primarios (>60%), el reciclaje de efluentes para alimentar filtro percolador suele ser innecesario. En el caso de reactores RAFA bien operados, incluso los sedimentadores secundarios pueden resultar innecesarios dependiendo de las condiciones operativas de los filtros percoladores (von Sperling & Chenicharo, 2005).

Los filtros percoladores posteriores a reactores RAFA se llenan generalmente con roca triturada (diámetro: 75–100 mm) o medios de empaque a base de plástico (paquete aleatorio o flujo vertical / angular). Cabe destacar que los medios de embalaje a base de esponja se han considerado recientemente como un material de relleno potencial, con aplicaciones exitosas a gran escala (Okubo *et al.*, 2015; Onodera *et al.*, 2016).

La **Tabla 8** presenta los parámetros para el diseño de filtros percoladores como tratamiento posterior al tratamiento en un reactor RAFA, los cuales se basan en los resultados del Programa

Brasileño de Investigación en Saneamiento Básico (PROSAB) considerando un medio filtrante de roca y una tasa de producción de lodo de 0.8-1.0 kg SS/kg DBO removida (Chenicharo C. A., 2001).

Tabla 8 Criterios y parámetros de diseño de filtros percoladores de lecho rocoso de alta tasa posterior a reactores RAFA

Parámetro	Rango de operación		
	Gasto medio	Gasto máximo diario	Gasto máximo horario
Carga orgánica volumétrica	0.5-1.0	0.5-1.0	0.5-1.0
Carga hidráulica	15-18	18-22	25-30
Profundidad del filtro	2.0-3.0	2.0-3.0	2.0-3.0

Fuente: von Sperling M. (2007)

Dado que la materia orgánica fácilmente biodegradable presente en efluentes de reactores anaerobios suele ser menor en comparación con la de las aguas residuales sin tratar, los ajustes (o incluso la revisión) de las ecuaciones predictivas utilizadas para estimar el rendimiento de los filtros percoladores (p.e la ecuación de Eckenfelder) deben considerarse en principio.

2.2.8 Clarificadores secundarios

Se refiere a la clarificación de los efluentes provenientes de los reactores biológicos por diferencia del peso específico entre las partículas suspendidas y el líquido donde se encuentran (CONAGUA, 2015). La suposición es que todas las reacciones bioquímicas tienen lugar en el biorreactor, y la función de los clarificadores es la separación de sólidos de la fracción líquida (Riffat, 2013).

Las formas más utilizadas para los tanques de sedimentación secundarios son el tanque rectangular de flujo horizontal y el tanque circular de alimentación central. Ambos requieren la eliminación continua de lodos mediante raspadores o succión de fondo. El tanque circular permite una eliminación continua más fácil de los lodos, además de la ventaja estructural del efecto anillo. Por otro lado, el tanque rectangular permite una mayor economía de área y la posibilidad de usar paredes comunes entre tanques contiguos (von Sperling M. , 2007).

El diseño de los **clarificadores secundarios para procesos de biomasa suspendida** es ligeramente diferente de los clarificadores de procesos de biomasa adherida ya que las características de los sólidos biológicos son significativamente diferentes (Peavy *et al.*, 1985).

Para proceso de biomasa adherida, el objetivo principal es asentar el biofilm desprendido que presenta sedimentación Tipo I o Tipo II, ya que se trata de sólidos que pueden ser floculantes, pero con bajas concentraciones de SST, por lo que no producen una sedimentación tipo III. Como resultado, el espesamiento de lodos no se considera en el diseño (Riffat, 2013; CONAGUA, 2015).

Estos tanques están diseñados de acuerdo con la tasa de carga hidráulica superficial, ya que la concentración de sólidos suspendidos en el efluente de los filtros percoladores es relativamente baja. En la **Tabla 9** se señalan las tasas de carga superficial recomendadas.

Tabla 9 Cargas hidráulicas superficiales para el diseño de sedimentadores secundarios posteriores a un filtro percolador

Parámetro	Carga hidráulica superficial (m ³ /m ² -d)	
	Gasto medio	Gasto máximo diario
DBO = 20 a 30 mg/L sin nitrificación	16-32	40-48
DBO ≤ 20 mg/L con nitrificación	16-24	32-40

Fuente: von Sperling M. (2007)

Cuando el agua y sólidos salen de la etapa biológica y se transportan al sedimentador se deben adoptar las siguientes medidas: (i) evitar las caídas de agua de más de 200 mm; (ii) eliminar las estructuras de control y tuberías con velocidades mayores a 0.3 m/s y, (iii) proporcionar 5 minutos o más de floculación hidráulica antes de la zona de sedimentación (CONAGUA, 2015).

Por otra parte, los flujos de recirculación pueden generar sus propias corrientes de energía, lo que puede aumentar la velocidad en el punto de extracción. Estas corrientes también pueden ser perjudiciales para la sedimentación; es decir, las altas tasas de recirculación pueden inducir corrientes de velocidad localizadas a lo largo del mecanismo de remoción de lodos. La generación de corrientes localizadas desestabilizará el sedimentador independientemente de su ubicación, a la entrada, en el efluente, o en la eliminación de lodos (CONAGUA, 2015).

Para el caso de **sedimentadores secundarios para el proceso de lodos activados**, es necesario reciclar la mayoría de los sólidos, es decir, devolver la biomasa sedimentada a los reactores biológicos para mantener una concentración deseada de sólidos suspendidos de licor mezclado (WEF, 2017). Por lo tanto, los clarificadores secundarios están diseñados para lograr: (i) la clarificación del efluente y, (ii) el espesamiento de sólidos biológicos antes de ser reciclados al reactor o antes de su desecho (Riffat, 2013).

La eficiencia de un clarificador secundario es un factor clave en la eficiencia de todo el sistema de tratamiento. El efluente de un clarificador bien diseñado y operado generalmente contiene entre 5 y 15 mg/L de sólidos suspendidos. Teniendo en cuenta que el intervalo típico de concentración de SSLM entre 1500 y 3500 mg/L, se espera que la eficiencia del clarificador esté entre 99% y 99.9% (Sánchez R., 2017). Por ello, con el fin de no perder sólidos en el efluente, deben cumplirse los siguientes criterios, de acuerdo con la metodología propuesta por von Sperling (2007).

El tanque de sedimentación no debe sobrecargarse en términos de clarificación: es decir, la tasa de carga hidráulica (HLR o Q/A) no debe exceder la velocidad de sedimentación del lodo (v). Para el caso de efluentes con una combinación de reactores RAFA + lodos activados, el valor recomendado para la carga hidráulica es de 24-36 m³/m²·d.

$$Q/A \leq v \quad \text{Ecuación 35}$$

$$Q/A \leq v_o \cdot e^{-K \cdot C} \quad \text{Ecuación 36}$$

Donde:

Q = influente (m³/hora)

A = área superficial de los sedimentadores (m²)

v = velocidad de sedimentación a la concentración C (m/hora)

v_o = coeficiente de la velocidad de sedimentación (m/hora; ver tabla 9)

K = coeficiente de sedimentación (m³/kg; ver tabla 9)

C = concentración de sólidos del influente (SSLM; kg/m³)

El tanque de sedimentación no debe sobrecargarse en términos de espesamiento: es decir, el flujo de sólidos que ingresan al sedimentador (SLR o G_a) no debe exceder el flujo máximo permitido de sólidos (GL). Para el caso de efluentes con una combinación de reactores RAFA + lodos activados, el valor recomendado para G_a es de 100-140 kg SS/m²·d.

$$G_a \leq GL$$

Ecuación 37

$$(Q + Q_r) \cdot C_o/A \leq m \cdot (Q_r/A)^n$$

Ecuación 38

Donde:

G_a = flujo de sólidos que ingresan al sistema (kg SS/m² · hora)

GL = tasa máxima permitida de carga de sólidos (kg SS/m² · hora)

Q = influente (m³/hora)

Q_r = flujo de recirculación (m³/hora)

C_o = concentración de sólidos del influente (SSLM; kg/m³)

A = área superficial de los sedimentadores (m²)

m = coeficiente de sedimentación de acuerdo con IVL (adimensional; ver tabla 9)

n = coeficiente de sedimentación de acuerdo con IVL (adimensional; ver tabla 9)

La **Tabla 10** presenta rangos típicos de sedimentabilidad del influente obtenidos del índice volumétrico de lodos del influente. A partir de ello, se proponen valores medios de los coeficientes (v_o , K , m , n) para cada rango de sedimentabilidad (von Sperling M. , 2007).

Tabla 10 Rangos de sedimentabilidad y sus valores de IVL y coeficientes v_o , K , m , n

Sedimentabilidad	Índice volumétrico de lodos (IVL)		v_o (m/hora)	K (m ³ /kg)	m	n
	Rango	Promedio				
Muy buena	0-50	45	10.0	0.27	14.79	0.64
Buena	50-100	75	9.0	0.35	11.77	0.70
Razonable	100-200	150	8.6	0.50	8.41	0.72
Deficiente	200-300	250	6.2	0.67	6.26	0.69
Muy deficiente	300-400	350	5.6	0.73	5.37	0.69

Fuente: Adaptado de von Sperling (2007)

2.2.9 Desinfección

Los procesos abordados hasta el momento remueven una gran parte, pero no la totalidad, de microorganismos que pueden estar presentes en el agua residual en tratamiento, por lo que es necesario un proceso de desinfección, es decir, la inactivación selectiva de organismos patógenos que utiliza agentes físicos o químicos (González R., 2022).

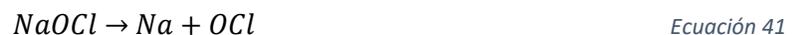
El cloro es el desinfectante comúnmente empleado en el tratamiento de aguas residuales debido a su fácil dosificación y costo relativamente bajo. Puede aplicarse al agua en forma gaseosa [Cl₂], o como hipoclorito de calcio [Ca(OCl)₂], e hipoclorito de sodio [NaOCl]. Las reacciones en el agua son las siguientes (César & Vázquez, 2001):



Ecuación 39



Ecuación 40



Ecuación 41

De igual forma, el ácido hipocloroso, $HOCl$, es un ácido débil que se disocia de la siguiente forma:

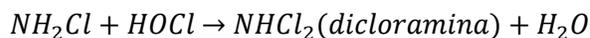


Ecuación 42

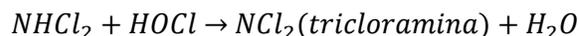
Las dos especies químicas formadas por el cloro en el agua, $HOCl$ y OCl^- , se conocen como cloro libre disponible, el cual es muy eficaz para inactivar las bacterias. En presencia de amoníaco, se forma monocloramina, dicloramina y tricloramina, las cuales se les denomina cloro combinado disponible (Manahan, 2011):



Ecuación 43



Ecuación 44



Ecuación 45

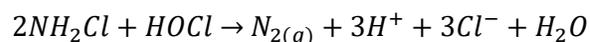
La práctica de la cloración frecuentemente proporciona la formación de cloro combinado disponible en el sistema. Sin embargo, demasiado amoníaco en el agua es considerado indeseable porque ejerce una demanda excesiva por el cloro (Manahan, 2011).

Para relaciones molares Cl:N suficientemente altas en aguas que contienen amoníaco, algo de $HOCl$ y OCl^- permanece sin reaccionar en la solución y se forma una pequeña cantidad de NCl_3 . La proporción Cl:N a la que esto ocurre se llama punto de quiebre. La cloración más allá del punto de quiebre asegura la desinfección (César & Vázquez, 2001; Manahan, 2011).

A niveles moderados de NH_3-N (aproximadamente 20 mg/L), cuando el pH está entre 5.0 y 8.0, la cloración con una proporción en peso mínima de Cl respecto a NH_3-N de 8:1 produce una desinfección eficaz. Esta reacción se usa para eliminar el amoníaco contaminante de las aguas residuales. Sin embargo, pueden surgir problemas en efluentes con presencia de desechos orgánicos. Un subproducto típico es el cloroformo, que se produce por la cloración de sustancias húmicas en el agua (Manahan, 2011).



Ecuación 46



Ecuación 47

2.2.10 Lechos de secado de lodos

Hay varios tipos principales de lodos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales. El primero de estos es el llamado lodo primario separado al inicio del tren de tratamiento. Después está el lodo orgánico o biomasa de los reactores de lodo activados y los filtros percoladores.

La desecación de lodos generados en las plantas de tratamiento se emplea para convertirlos de un material esencialmente líquido a un sólido húmedo que no contiene más de aproximadamente 85% de agua. Esto puede lograrse con lechos de secado o pueden emplearse dispositivos mecánicos incluso la filtración a vacío, la centrifugación y los filtros prensa (Cruz, 2022).

Los lechos de secado son filtros poco profundos, llenos de arena y grava, con un sistema de drenaje por debajo para recoger los lixiviados, tal como se muestra en la **Figura 18**. El secado se basa en el drenaje de líquidos a través de la arena y la evaporación del agua presente en la superficie de los lodos (Dodane & Ronteltap, 2014).

Por lo general, los lechos de secado son rectangulares para permitir el retiro o acopio del lodo con un cargador frontal. Las dimensiones pueden ser de 4,5 a 18 m de ancho y de 15 a 45 m de largo, con paredes típicamente de concreto (CONAGUA, 2015). Los tubos de drenaje son de plástico y tienen un diámetro mayor de 10 cm, con una pendiente mínima de 1% y una separación de 2,4 a 6 m de distancia (CONAGUA, 2015). Están cubiertos por 3 a 5 capas escalonadas de grava y arena. La capa inferior debe ser grava gruesa y la capa superior debe ser arena fina (tamaño de grano de 0.1 a 0.5 mm). La capa superior de arena puede tener de 250 a 300 mm de espesor, ya que se perderá un poco de arena cada vez que se remueva el lodo (Tilley *et al.*, 2014).

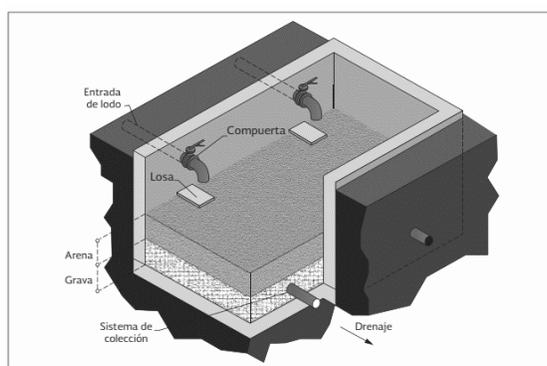


Figura 18 Ejemplo lecho de secado
Fuente: CONAGUA, 2015

Para facilitar la remoción manual del lodo, los lechos están divididos en secciones de 7,5 m de ancho. El lodo se aplica a las distintas subdivisiones de los lechos a través de conductos cerrados o tuberías a presión con válvulas en las salidas de cada sección de lecho, o a través de un canal abierto con aberturas laterales controladas mediante compuertas manuales (CONAGUA, 2015). La entrada debe estar equipada con una placa contra salpicaduras, para evitar la erosión de la capa de arena y permitir una distribución uniforme del lodo (Tilley *et al.*, 2014).

Cuando el lodo se seca, después de 10 a 15 días, debe separarse de la capa de arena y transportarse para tratamiento adicional, uso o disposición final. El lixiviado que es recolectado en los tubos de drenaje también debe ser tratado correctamente, dependiendo de dónde será descargado (Tilley *et al.*, 2014).

En general, de 50% a 80% del volumen de lodo drena como líquido o se evapora, sin embargo, el lecho de secado no es eficaz para estabilizar la fracción orgánica ni disminuir el contenido de patógenos. Para algunas aplicaciones, el lodo seco puede requerir más tiempo de almacenamiento o tratamiento adicional (por ejemplo, compostaje). Se puede almacenar los lodos secos en montículos hasta un año para lograr una mayor reducción de patógenos (Tilley *et al.*, 2014; Dodane & Ronteltap, 2014).

Dado que se pierde un poco de arena cada vez que se remueve el lodo, la capa superior debe reemplazarse cuando está muy delgada (Tilley *et al.*, 2014). El área de descarga y los drenajes del efluente deben lavarse con regularidad para evitar taponamientos (Tilley *et al.*, 2014; CONAGUA, 2015). Se debe checar que los deflectores y muros exteriores permanecen herméticos. En algunas ocasiones pueden surgir plantas en el lecho de secado. Si ocurre, deben ser removidas antes de la siguiente aplicación de lodos (CONAGUA, 2015). Si se instala en climas húmedos, la instalación debe cubrirse con un techo. Se debe prestar especial atención para evitar el ingreso de escorrentía superficial (Tilley *et al.*, 2014).

2.3 MARCO NORMATIVO

En México, la administración del agua ha evolucionado de acuerdo con el marco legal que ha normado la ordenación del recurso al igual que la construcción de estructuras administrativas responsables de vigilar su cumplimiento (Aguirre Jimenez, 1995).

A continuación, se resumen los aspectos de la legislación mexicana en materia de tratamiento de aguas residuales.

Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos

El derecho humano al agua y saneamiento tiene su fundamento en el artículo 4º constitucional, en donde se establece que *“Toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible”*.

Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA)

- **Artículo 117 (Fracción IV).**- *“Las aguas residuales de origen urbano deben recibir tratamiento previo a su descarga en ríos, cuencas, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, incluyendo las aguas del subsuelo”*.
- **Artículo 126.**- *“Los equipos de tratamiento de las aguas residuales de origen urbano que diseñen, operen o administren los municipios o las autoridades de las entidades federativas, deberán cumplir con las normas oficiales mexicanas que al efecto se expidan”*.
- **Artículo 128.**- *“Las aguas residuales provenientes de los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano, podrán utilizarse en la industria y en la agricultura, si se someten en los casos que se requiera, al tratamiento que cumpla con las normas oficiales mexicanas emitidas por la Secretaría, y en su caso, por la Secretaría de Salud (...)”*.

Ley de Aguas Nacionales (LAN)

- **Artículo 7 (Fracción VII).**- *“Se declara de utilidad pública el mejoramiento de la calidad de las aguas residuales, la prevención y control de su contaminación, la recirculación y el reúso de dichas aguas, así como la construcción y operación de obras de prevención, control y mitigación de la contaminación del agua, incluyendo plantas de tratamiento de aguas residuales”*.

Ley del Agua para el Estado de México y Municipios

- **Artículo 4 (Fracción VI).**- *“Se declara de utilidad pública para esta Ley (...) la ampliación, rehabilitación, construcción, mejoramiento, conservación, desarrollo y mantenimiento de los sistemas de agua potable y alcantarillado, así como los relativos al tratamiento y reúso”*.

de las aguas residuales; incluyendo las instalaciones conexas como son los caminos de acceso y las zonas de protección”.

- **Artículo 49.-** *“La infraestructura hidráulica estatal y municipal, así como sus bienes inherentes que estén afectos a la prestación de los servicios, constituyen bienes de uso común, en los términos de la Ley de Bienes del Estado de México y de sus municipios y tienen el carácter de inembargables e imprescriptibles”.*

Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021

Establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, para proteger, conservar y mejorar la calidad de las aguas y bienes nacionales. Fue publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de marzo de 2022 y cancela a la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Las principales modificaciones de la NOM-001-SEMARNAT-2021 respecto a la versión anterior son:

- Se modifica la clasificación de los cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales en donde se establece que los humedales y sistemas cársticos requerirán de condiciones particulares de descarga.
- Se modifican y adicionan límites máximos permisibles de contaminantes básicos, metales y cianuros en las descargas residuales en los cuerpos receptores, cuya fecha de cumplimiento es a partir del 3 de abril de 2023.
- Se adicionan límites máximos permisibles para los parámetros de color verdadero y toxicidad aguda, cuya fecha de cumplimiento es a partir del cuarto año de la fecha de publicación de esta NOM en el Diario Oficial.
- Se actualizan las Normas Mexicanas (NMX) de referencia.
- Se incorpora el procedimiento de evaluación de la conformidad.
- Se establece la obligación de contar con “puertos de muestreo” en los puntos más cercanos a la descarga.

De acuerdo con Morgan-Sagastume (2022), la actualización a esta norma es coherente y balanceada en sus puntos más importantes; ya que en donde un parámetro no alcance a regular adecuadamente la contaminación en el cuerpo de agua, lo hace otro, es decir, se establece un sistema donde la DQO, temperatura, color verdadero y toxicidad se complementan y actúan sinérgicamente. Sin embargo, el mayor reto técnico-económico es la regulación de los nutrientes (nitrógeno y fósforo). Afortunadamente las tecnologías para llevarla a cabo no son nuevas en México, ni requieren un desarrollo tecnológico desde cero.

Cabe mencionar que, hasta en tanto entren en vigor los parámetros y límites permisibles a los que se refiere la NOM-001-SEMARNAT-2021 (**Anexo 2**), las descargas de aguas residuales seguirán sujetándose a lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS

Los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos a las muestras se realizaron en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la División de Ingeniería Civil y Geomática UNAM, así como un laboratorio externo acreditado para el parámetro de grasas y aceites, dado que no se contaba con el material para este fin en el primer laboratorio antes mencionado.

Para la determinación de sólidos se consideraron muestras de 20 ml por duplicado, para el caso de sólidos suspendidos se utilizó un filtro de fibra de vidrio con tamaño de poro de 1.5 μm . Las muestras fueron sometidas a evaporación y calcinación a 150°C y 550°C con el fin de medir la respectiva diferencia de masas y estimar la cantidad de sólidos presentes. Para el caso de sólidos sedimentables, se midió la cantidad de sólidos que se depositaron en el fondo de un cono Imhoff de 1 litro después de 60 minutos en condiciones estáticas.

Por otra parte, la determinación de la alcalinidad se basó en la valoración de una muestra de 50 ml empleando como disolución valorante ácido sulfúrico 0.02 N y anaranjado de metilo como solución indicadora.

La prueba de la DBO_5 consistió en un bioensayo de las muestras con diluciones de 0.5 y 1.0 % por duplicado, en donde se midió el oxígeno consumido a los cinco días por una población microbiana. Mientras que, la prueba de DQO implicó la digestión de una muestra de 2 ml con ácido sulfúrico y dicromato de potasio en presencia de sulfato de plata y sulfato de mercurio (III), en donde la cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra se determinó midiendo la absorbancia del Cromo (III) formado con un espectrofotómetro marca HACH modelo DR/2000.

Los análisis de fosfatos y nitrógeno amoniacal se llevaron a cabo usando un espectrofotómetro marca HACH modelo DR6000, así como un espectrofotómetro marca HACH modelo DR/2010 para la determinación de nitritos, nitratos y sulfatos, los cuales requirieron un tamaño de celda y sobres pre dosificados de reactivos para 10 ml de muestra. Cabe destacar que, se consideró una dilución del 10 % de las muestras en todos los casos con el fin de no sobrepasar el límite de detección.

La determinación de *E. coli* se llevó a cabo por el método de filtrado de membrana utilizando materiales estériles en un área de trabajo desinfectada, en donde se filtró un volumen de 100 ml con una concentración del 10% de la muestra a través de un filtro de membrana con poros de 0.45 micrones con el fin de retener las bacterias. Dicho filtro se colocó en una almohadilla absorbente en una caja Petri saturada con medio de cultivo M-ColiBlue24® para su posterior incubación durante 24 horas a 35 ± 0.5 °C en donde las colonias azules representaban a la *E. coli*.

Si bien esta investigación contempló un único muestreo (8 de diciembre de 2022), se tomó la decisión de realizar un segundo muestreo (7 de febrero de 2023) para una segunda determinación de nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos. Lo anterior con el objetivo de identificar cambios en la concentración de estos analitos en diferentes instantes de tiempo, dado que los primeros resultados arrojaban valores que sugerían una posible contaminación del efluente por nitrógeno amoniacal generado en el proceso de tratamiento.

Para el segundo muestreo, se colectó una muestra compuesta del influente producto de un muestreo de 24 horas con intervalos cada 6, este dio inició el lunes 6 de febrero de 2023 y finalizó el 7 de febrero de 2023 con los mismos intervalos horarios que en el primer muestreo (16:00, 22:00 y 04:00 y 10:00 horas). En tanto que, para el efluente de los procesos anaerobio, aerobio, sedimentación secundaria y desinfección, se colectó una muestra simple el 7 de febrero.

En el primer y segundo muestreo, en todas las muestras, los parámetros medidos en campo fueron: pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos con el equipo multiparamétrico marca HANNA modelo 4864. Posteriormente, fueron identificadas, almacenadas y preservadas en frío durante su transporte hacia el laboratorio.

La **Tabla 11** muestra los resultados obtenidos en campo en ambos muestreos y la **Tabla 12** resume los resultados de los análisis de laboratorio llevados a cabo, cuya concentración se expresa en mg/l excepto cuando se indique lo contrario, las celdas en azul corresponden a los resultados del primer y segundo muestreo, en orden descendente.

Cabe destacar que estos resultados representan las condiciones del proceso para un instante muy específico en el tiempo. Dichas condiciones pueden variar en función de la estacionalidad, las dinámicas de la población a servir, las actividades mantenimiento, fallos en equipos, etc.

Si bien se solicitó información histórica de los monitoreos mensuales que la Comisión realiza al influente y efluente de ambas plantas de tratamiento con el fin de tener un panorama más amplio del comportamiento de su eficiencia en el tiempo, por motivos ajenos a la autora y a la Universidad los resultados no fueron compartidos en tiempo y forma ya que estos no están bajo el resguardo de la Gerencia Toluca.

Tabla 11 Resultados de mediciones en campo durante el primer y segundo muestreo

Punto	Temperatura °C (1 ^{er} muestreo)	Temperatura °C (2 ^{do} muestreo)	pH (1 ^{er} muestreo)	pH (2 ^{do} muestreo)	Cond. Eléctrica mS/cm (1 ^{er} muestreo)	Cond. Eléctrica mS/cm (2 ^{do} muestreo)	Sólidos Disueltos ppt (1 ^{er} muestreo)	Sólidos Disueltos ppt (2 ^{do} muestreo)
PTAR Atarasquillo								
1	16.7	16.9	7.55	7.67	0.85	0.87	0.42	0.43
2	14.6	14.0	7.25	6.84	0.84	0.84	0.42	0.42
3	15.0	16.0	6.76	6.30	0.62	0.66	0.31	0.34
4	14.5	16.4	6.83	6.27	0.61	0.69	0.30	0.33
5	14.6	16.2	6.73	6.22	0.61	0.67	0.30	0.33
PTAR Zolotepec								
6	15.6	15.4	7.62	7.68	0.84	0.94	0.42	0.46
7	16.1	15.2	6.99	6.64	0.86	1.00	0.44	0.50
8	15.5	14.3	7.87	7.47	0.86	1.00	0.44	0.48
9	15.9	14.7	7.88	7.64	0.93	0.98	0.45	0.49
10	15.6	15.2	7.85	7.50	0.92	0.99	0.47	0.49

Fuente: Elaboración propia

Tabla 12 Resultados de mediciones de laboratorio primer y segundo muestreo expresados en mg/l excepto cuando se indique lo contrario

Punto	Grasas y Aceites	Sólidos Totales	Sólidos Volátiles Totales	Sólidos Suspendedos Totales	Sólidos Suspendedos Volátiles	Sólidos sedimentables (ml/l)	DBO ₅	DQO	Alcalinidad (mg/l CaCO)	Nitrógeno amoniacal	Nitritos	Nitratos	Sulfatos	Fosfatos	E. Coli (UFC/100 ml)
PTAR Atarasquillo															
1	32.5	672.5	335.0	47.5	37.5	3.0	192	313.0		49	0.032	4.8	76	3.4	
										36.0	0.024	14			
2	12.3	712.5	345.0	110.0	69.0	8.0	141	227.5	2	40	0.024	4.0	64	3.8	
										28.0	0.022	17			
3	46.0	2340.0	1570.0	1555.0	940.0	200.0	1800	2930		0.3	0.462	10.6	64	4.5	
										0.5	0.490	58			
4	< 10	525.0	195.0	32.5	22.5	0.0	20.0	41.0		0.3	0.560	16.4	66	3.0	9070
										0.6	0.390	28			
5	< 10	535.0	210.0	25.0	15.0	0.0	19.2	40.0		0.3	0.580	15.4	68	3.0	5485
										0.4	0.284	34			
PTAR Zolotepec															
6	52.9	765.0	430.0	100.0	85.00	0.5	212.0	417.5		0.8	0.077	6.6	45	3.6	
										0.1	0.054	20			
7	17.7	500.0	245.0	90.0	50.00	0.5	154.0	324.1	4	0.2	0.013	3.2	28	4.3	
										6.0	0.018	10			
8	10.0	645.0	290.0	110.0	80.00	4.0	126.5	271.2		0.8	0.012	2.4	10	4.3	
										3.0	0.016	10			
9	13.3	575.0	260.0	65.0	40.00	1.5	123.8	266.5		55	0.017	2.8	20	4.5	N/D
										0.5	0.022	9			
10	< 10	530.0	190.0	50.0	35.00	0.0	121.2	260.0		0.5	0.038	2.8	60	4.1	N/D
										0.5	0.028	12			

Fuente: Elaboración propia

A continuación, se describen en forma de fichas de resumen los hallazgos en campo y laboratorio para cada etapa del proceso de tratamiento, así como los valores obtenidos en el cálculo de los principales criterios de diseño y operación sugeridos en la bibliografía especializada para cada tipo de sistema de tratamiento, mismos que se abordaron mayor detalle en el Capítulo 2.

Cabe resaltar que, la determinación de la eficiencia partió de los datos de entrada y salida del proceso correspondiente empleando la siguiente ecuación:

$$Eficiencia (\%) = \frac{S_0 - S_E}{S_0} * 100 \quad \text{Ecuación 48}$$

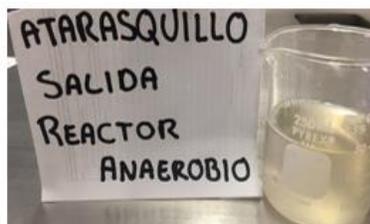
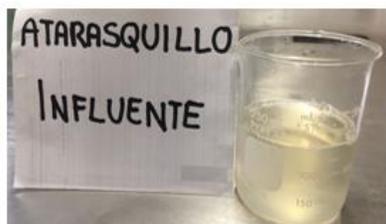
Donde:

S_0 = concentración del analito a la entrada del proceso (mg/l)

S_E = concentración del analito a la salida del proceso (mg/l)

3.1 Revisión de los resultados obtenidos en la PTAR Atarasquillo

Reactor Anaerobio PTAR Atarasquillo



Criterio de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores típicos o recomendados
Carga hidráulica volumétrica	Ecuación 11	2.4 m ³ /m ³ ·d	Menor a 5 m ³ /m ³ ·d
Tiempo de retención hidráulico	Ecuación 12	10.2 horas	8-10 horas
Carga orgánica volumétrica	Ecuación 13	0.74 kg DQO/ m³·d	2.5-3.5 kg DQO/m ³ ·d
Velocidad de ascenso	Ecuación 15	0.44 m/h	< 1 m/h
Producción teórica de biogás (14 °C)	Ecuaciones 16,17 y 18	35.76 m³·d	> 107.39 m ³ ·d
% Eficiencia remoción DQO	Ecuación 48	27.3 %	> 60 %
% Eficiencia remoción DBO ₅		26.6 %	> 60 %

Observaciones (gasto 12 lps)

Los valores obtenidos de **carga hidráulica volumétrica** y **velocidad de ascenso** son acordes con lo recomendado para reactores que tratan aguas residuales domésticas con altura entre 3 y 6 m. Sin embargo, el **tiempo de retención hidráulico** es ligeramente superior a los valores típicos.

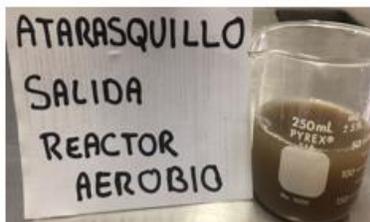
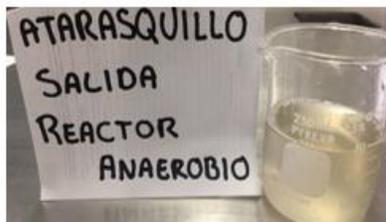
La **carga orgánica volumétrica** es significativamente menor a los valores típicos señalados en la bibliografía, esto se debe a la concentración relativamente baja de DQO del influente de la planta ya que los valores a los que hace referencia la tabla son característicos para influentes con concentraciones de DQO entre 1000-2000 mg/l. Es preferible que la carga orgánica no presente valores por encima de lo recomendado a fin de evitar una sobre acumulación de materia orgánica en el sistema y por ende menor eficiencia en su remoción.

Por otra parte, destacan la baja **eficiencia de remoción de DQO y DBO₅**, ya que en la bibliografía se reportan eficiencias mayores al 60 % en remoción de materia orgánica. Así mismo, se estimó la **producción teórica de biogás** considerando los valores obtenidos de DQO del influente y efluente del reactor, la temperatura del agua de 14.6° C, una proporción de metano del 75 % y un valor teórico deseable para la constante cinética Y_{obs} de 0.11 kgSST/DQO_{aplicada}. El resultado obtenido es significativamente menor al señalado en la tabla, el cual se calculó con los mismos datos, pero considerando una eficiencia teórica del 60% en la remoción de DQO del influente. En ambos casos, esto es atribuible en primera instancia a la baja temperatura de operación, ya que la temperatura acelera la velocidad de las reacciones bioquímicas involucradas en la tasa de degradación de la materia orgánica y la producción de biogás.

Cabe destacar el valor muy bajo de la **alcalinidad por bicarbonatos** en el efluente, lo cual puede indicar una acumulación de ácidos grasos volátiles. Una baja alcalinidad implica que, si la tasa de producción de ácidos grasos volátiles es mayor que la tasa de su consumo por los microorganismos metanogénicos, el sistema se acidifica por acumulación de dichos ácidos si no hay suficiente capacidad buffer (alcalinidad bicarbonácea) para neutralizarlos. A pesar de lo anterior, el valor del **pH** en el efluente se mantiene en rangos aceptables de operación, atribuible a las sustancias que ejercen un poder buffer que impide la caída del pH. Es así como estos dos parámetros nos indican una **mínima capacidad amortiguadora o buffer** del sistema. Una caída del pH indicaría que toda la alcalinidad del medio ya no es suficiente para la neutralización de los ácidos volátiles.

Finalmente, cabe destacar un aumento en la concentración de **sólidos** en el efluente, lo cual es indicador de arrastre de lodos viejos con deficiente sedimentabilidad. La concentración de **sulfatos** en el influente se encuentra por debajo de los valores asociados a desequilibrios en los microorganismos del sistema, mientras que su disminución en el efluente muestra que se está llevando a cabo la conversión de sulfatos a sulfuro de hidrógeno (H₂S). Así mismo, los valores obtenidos en la concentración de **nitrógeno amoniacal disminuyen** ya sea porque los microorganismos lo usan como fuente de nitrógeno o bien por la adsorción de este en los lodos del reactor.

Reactor Aerobio PTAR Atarasquillo



Criterio de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores típicos o recomendados
Sólidos Suspendidos de Licor de Mezcla	-	1555 mg/L	1500-2000 mg/L
Índice volumétrico de lodos (IVL)	Ecuación 21	128.62	Menor 100
Relación F/M	Ecuación 22	0.47 kg DBO/kg SSLM·d	0.25-0.40 kg DBO/kg SSLM·d
Tiempo de retención hidráulico	Ecuación 23	4.0 horas	3-5 horas
Carga orgánica volumétrica	Ecuación 24	0.84 mg DBO/mg SSLM·d	0.8-2.0 mg DBO/mg SSLM·d
Edad de lodo	Ecuación 28	2.8 días	6-10 días
% Eficiencia DBO ₅	Ecuación 48	85.8 %	> 80 %
% Eficiencia DQO		82.0 %	> 80 %

Observaciones (gasto 12 lps)

El valor obtenido en el **Índice Volumétrico de Lodos (IVL)** es mayor a 100, esto indica una sedimentabilidad “razonable” del lodo. Valores altos pueden deberse a una menor compresibilidad del lodo una acumulación de burbujas de gases por los espacios intersticiales del lodo, así como por la presencia de bacterias filamentosas en los flóculos.

La **relación F/M** es ligeramente alta, es decir existe una baja concentración de microorganismos en el reactor respecto al sustrato orgánico presente. Cabe destacar que, aunque la **concentración de SSLM** se encuentra dentro de los valores recomendados, si se considera la fracción volátil (940 mg/l) la relación F/M es aún más alta (0.77 kg DBO/kg SSVLM·d).

El **tiempo de retención hidráulico**, así como la **carga orgánica volumétrica** corresponden a los valores recomendados en la bibliografía, valores superiores implicaría la acumulación de lodo excesivo en el sistema y una disminución de la cantidad de oxígeno por sobrecarga del sistema.

El valor de la **edad de lodos** es menor a lo recomendado para sistemas RAFA + lodos activados. Cuando el lodo es joven, es decir, tiene una edad baja, es más delicado y sensible a los cambios en las condiciones del proceso. Por lo que variaciones en la carga orgánica, temperatura o pH pueden afectar su capacidad de tratamiento. Mientras que, a medida que el lodo envejece se vuelve más estable y consistente en su capacidad de tratamiento. Sin embargo, si el lodo envejece demasiado, su capacidad de tratamiento también puede disminuir. Por ello es importante mantener un equilibrio adecuado en la edad del lodo mediante el control del gasto purgado.

En las pruebas realizadas en laboratorio, se identificó un aumento en la concentración de **grasas y aceites** en el reactor respecto a las etapas de tratamiento anteriores. Así mismo, aumentó la concentración de **fosfatos y sólidos**. Por otra parte, se muestra una ligera disminución en el pH en esta etapa, lo cual se puede atribuir al inicio de la **nitrificación**, lo cual se puede apreciar en los valores altos obtenidos de **nitratos** respecto a etapas anteriores, sin embargo, un valores no óptimos de pH pueden dar lugar a la presencia de organismos filamentosos y, por ende, flóculos más ligeros y dispersos.

Cabe destacar la **eficiencia de remoción** de contaminantes expresado en **DBO₅** y **DQO** la cual es acorde con lo esperado para este tipo de tratamientos a pesar de las observaciones anteriormente señaladas. Sin embargo, dichas observaciones no atendidas comúnmente tienen repercusiones en la etapa de clarificación del efluente.

Sedimentador Secundario PTAR Atarasquillo



Criterio de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores recomendados
Tasa de carga hidráulica superficial por día	Ecuación 35 y 36	37.34 m³/m²·d	24-36 m ³ /m ² ·d
Tasa de carga hidráulica superficial por hora		1.56 m ³ /m ² ·h	< v
Velocidad de sedimentación del lodo (v)		3.95 m/h	-
Flujo de sólidos hacia el sedimentador	Ecuación 37 y 38	75.06 kg SS/m²·hora	< GL
Flujo máximo permitido de sólidos (GL)		47.07 kg SS/m ² ·hora	-
% Eficiencia remoción sólidos suspendidos (SS)	Ecuación 48	97.9 %	< 99 %

Observaciones (gasto 12 lps)

La **tasa de carga hidráulica superficial diaria** es ligeramente superior a lo recomendado en la bibliografía. Cabe resaltar que, valores demasiado altos pueden provocar una velocidad excesiva en el sedimentador, lo que dificulta la sedimentación y aumenta la cantidad de sólidos suspendidos y un valor demasiado bajo puede provocar un tiempo de residencia excesivo y una sedimentación inadecuada de los sólidos ya que el agua no tiene la suficiente energía para desplazar los lodos con rapidez y eficacia. Sin embargo, la **tasa de carga hidráulica superficial por hora** es menor a la **velocidad teórica de sedimentación del lodo** estimada a partir del índice volumétrico de lodos, lo cual es positivo para este sistema y favorece una sedimentación “razonable” de lodos.

Por otra parte, el **flujo de sólidos hacia el sedimentador** por cada m² de superficie es mayor que el **flujo máximo permitido de sólidos** estimado a partir del índice volumétrico de lodos. Esta situación puede implicar una acumulación excesiva de lodos en el fondo del sedimentador, por lo que es posible que algunos contaminantes o subproductos de descomposición de la materia orgánica y nutrientes pueden adsorberse en estas partículas y acumularse en el fondo y su posterior liberación.

Cabe destacar que, durante la realización del muestreo no se observó la capa uniforme de sólidos flotantes en los tanques de sedimentación observada en anteriores visitas de campo. Sin embargo, se pudo observar la **presencia de pequeños flóculos** distribuidos en algunas secciones de la superficie del sedimentador.

En pruebas de laboratorio se pudo observar que, una vez sedimentado el lodo en la prueba de sólidos sedimentables, este al cabo de unas horas comenzaba a elevarse, lo que indica el inicio del proceso de **desnitrificación** y por ende la generación de N₂ gas, lo que arrastra consigo las partículas de lodo. Lo anterior tiende a empeorar cuando existe una cantidad anormal de grasa en el licor de mezcla ya que algunas de estas grasas tienden a permanecer en la superficie al igual que partículas sólidas que se adhieren a estas.

En el primer muestreo se evidenció un aumento de la concentración de **nitritos** y **nitratos** en el sedimentador respecto a el reactor aerobio, sin embargo, en un segundo muestreo se identificó una disminución en la concentración de ambos analitos, esto puede ser atribuible a una menor actividad de las bacterias desnitrificantes en el primer caso, lo que facilita la acumulación de dichos analitos. En ambos casos, se observa un ligero aumento en la concentración de **sulfatos** ya que los microorganismos lo utilizan como aceptor de electrones en el proceso de desnitrificación, por lo que aumenta su concentración. Así mismo la concentración de **fosfatos** disminuye, lo que se puede atribuir a que estos se adsorben en el lodo sedimentado y permanecen en el fondo del tanque.

Finalmente, la **eficiencia de remoción de sólidos suspendidos** es cercana al valor deseable de 99 %, sin embargo, aún existen remanentes de sólidos suspendidos en el efluente debido a la presencia anteriormente dicha de pequeños flóculos dispersos en algunas secciones de los tanques.

Tanque de desinfección PTAR Atarasquillo



Criterio de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores recomendados
UFC <i>E. coli</i> /100 ml antes de la desinfección	-	9,070 UFC/100 ml	-
UFC <i>E. coli</i> /100 ml después de la desinfección	-	5,485 UFC/100 ml	Menor a 600 NMP/100 ml
Eficiencia remoción de <i>E. coli</i>	Ecuación 48	39.5 %	-

Observaciones (gasto 12 lps)

La **eficiencia de la remoción** de *E.coli* considerando un tiempo de retención de 30 minutos en el tanque de desinfección es del 39.5 %. Por lo que el **número de unidades formadoras de colonias (UFC) de *E.coli*** por cada 100 ml es de 5,485.

El número de microorganismos contados en el efluente supera el límite establecido en la NOM-001-SEMARNAT-2021. Aunque la metodología de **conteo en placa** que se empleó para la determinación de *E.coli* es diferente de la indicada en la actualización a la normativa del **número más probable (NMP)**, ambos métodos de cuantificación de microorganismos son útiles, aunque no equivalentes, ya que el conteo en placa se considera más preciso ya que proporciona una cuenta directa de los microorganismos presentes en la muestra, en tanto que el NMP tiene mayor variabilidad y es menos preciso, ya que se basa en la probabilidad de la presencia de dichos microorganismos en la muestra.

Cabe resaltar que, en el tanque de desinfección de igual forma fue posible observar el arrastre de pequeños flóculos hacia la superficie. Así mismo, destaca un ligero aumento en la concentración de **sulfatos**, de igual forma se observa una ligera disminución en la concentración de **nitratos** en el primer muestreo y un aumento de dichos analitos en el segundo muestreo, lo cual se puede deber a la oxidación química una vez aplicado el desinfectante en el primer caso y una menor actividad de bacterias desnitrificantes que facilitan la acumulación de este analito en el segundo caso.

En conclusión, si bien el efluente de esta planta de tratamiento presenta una aceptable remoción de materia orgánica, la concentración de *E.coli* rebasa el límite establecido en la actualización de la normativa ambiental de descargas de aguas residuales, lo cual es atribuible en primera instancia a la **presencia de pequeños flóculos en el efluente** en donde diversos microorganismos crecen adheridos a estos.

3.2 Revisión de los resultados obtenidos en la PTAR Zolotepec

Reactor Anaerobio PTAR Zolotepec



Criterio de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores típicos o recomendados
Carga hidráulica volumétrica	Ecuación 11	2.09 m ³ /m ³ ·d	Menor a 5 m ³ /m ³ ·d
Tiempo de retención hidráulico	Ecuación 12	11.5 horas	8-10 horas
Carga orgánica volumétrica	Ecuación 13	0.87 kg DQO/ m ³ ·d	2.5-3.5 kg DQO/ m ³ ·d
Velocidad de ascenso	Ecuación 15	0.59 m/h	< 1 m/h
Producción teórica de biogás (14 °C)	Ecuaciones 16,17 y 18	47.32 m³·d	218.09 m ³ ·d
% Eficiencia remoción DQO	Ecuación 48	22.37 %	> 60 %
% Eficiencia remoción DBO ₅		27.36 %	> 60 %

Observaciones (17 lps)

El valor obtenido de **carga hidráulica volumétrica y velocidad de ascenso** es acorde con lo recomendado para reactores que tratan aguas residuales domésticas y alturas entre 3 y 6 m lo que evita una disminución en el tiempo de retención hidráulico y un contenido elevado de **sólidos sedimentables** en el efluente, los cuales no fueron perceptibles en la pruebas de sedimentabilidad realizada. Sin embargo, aunque el **tiempo de retención hidráulico** es superior a lo recomendado en la bibliografía, este corresponde con el propuesto por los diseñadores de la planta, de acuerdo con información contenida en el plano general de la planta.

La **carga orgánica volumétrica** es significativamente menor a los valores típicos señalados en la bibliografía, al igual que en la PTAR Atarasquillo, esto se debe a la concentración relativamente baja de DQO del influente de la planta; sin embargo, es preferible que la carga orgánica se mantenga por debajo de estos valores anteriormente señalados con el fin de evitar una acumulación de materia orgánica en el sistema y por ende menor eficiencia en su remoción.

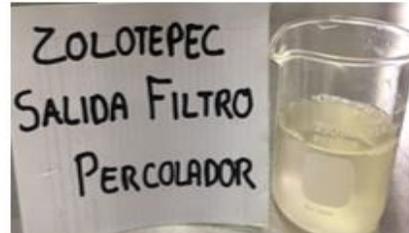
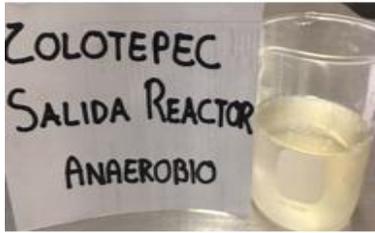
Al igual que en la PTAR Atarasquillo, la **eficiencia de remoción de DQO y DBO₅** también es menor al 60 % esperado para este tipo de tecnología. Así mismo, se estimó la **producción teórica de biogás** considerando la DQO del influente y efluente del reactor, la temperatura del agua de 16.1° C, una proporción de metano del 75 % y un valor teórico deseable para la constante cinética Y_{obs} de 0.11 kgSST/DQO_{aplicada}. El resultado obtenido es significativamente menor al esperado considerando una eficiencia del 60% en la remoción de DQO del influente. Esto es atribuible en primera instancia a la baja temperatura de operación.

Cabe destacar el valor muy bajo de la **alcalinidad** en el efluente del reactor, de nueva cuenta sugiere una acumulación de ácidos orgánicos que pueden acidificar el sistema si no hay suficiente capacidad buffer (alcalinidad bicarbonácea) para neutralizarlos. Sin embargo, el **valor del pH** en el efluente aún se mantiene en rangos aceptables de operación atribuible a las sustancias que aun ejercen un poder buffer e impiden la caída del pH. Por lo tanto, lo anterior refiere a una **mínima capacidad amortiguadora o buffer** del sistema.

Por otra parte, los valores obtenidos de **sulfatos** en el influente se encuentran por debajo de los valores atribuibles a desequilibrios en los microorganismos del sistema, su disminución en el efluente, en mayor proporción que en PTAR Atarasquillo, muestra que se está llevando a cabo la conversión de sulfatos a sulfuro de hidrógeno (H₂S).

Se observa una disminución en la concentración de **nitritos y nitratos** en el efluente en ambos muestreos y un aumento en la concentración de **nitrógeno amoniacal** en el segundo muestreo, esto último se debe a la reducción biológica de los nitritos y nitratos a nitrógeno amoniacal.

Filtros Percoladores PTAR Zolotepec



Criterio de ingeniería	Referencia	Valores obtenidos	Valores recomendados
Carga hidráulica superficial máx. diaria	Ecuación 30	41.13 m³/m²·d	18-22 m ³ /m ² ·d
Carga orgánica volumétrica	Ecuación 31	2.26 kg DBO₅ /m³·d	0.5-1.0 kg DBO ₅ /m ³ ·d
Constante de tratabilidad	Ecuación 33 y 34	0.013 min⁻¹ a 16 °C	0.052 min ⁻¹ a 16 °C
% Eficiencia remoción DQO	Ecuación 48	16.3 %	> 60 %
% Eficiencia remoción DBO ₅		17.9 %	> 60 %

Observaciones (17 lps)

La **carga hidráulica superficial** es superior a lo recomendado para un gasto máximo diario. Valores altos implican que agua puede pasar demasiado rápido a través del medio sin tiempo suficiente para que se lleve a cabo la degradación de la materia orgánica. Sin embargo, se pudo observar que el brazo distribuidor del filtro percolador no alimenta al filtro de una manera proporcional ni uniforme, ya que hay varios sistemas de aspersion obstruidos y los que operan presentan un flujo irregular y diferente entre sí. Si bien esto puede implicar que el gasto sea menor y por ende una menor carga hidráulica superficial, también implica que existen zonas en el filtro en donde los microorganismos no estén siendo alimentados, es decir existan zonas muertas.

Además, una distribución del flujo no uniforme conlleva una **aireación ineficiente** del agua previo a su entrada al filtro percolador, lo cual es contraproducente ya que los microorganismos que habitan en el filtro percolador necesitan oxígeno para realizar sus funciones metabólicas. Si hay poco oxígeno disponible, la actividad biológica se ralentiza y el filtro pierde eficacia. Considerando que el influente proviene de un proceso anaerobio, es favorable una buena aireación en los sistemas de aspersion ya que incluso contribuiría a aumentar la concentración de oxígeno disuelto.

Por otra parte, la **carga orgánica volumétrica** es mayor a lo recomendado para sistemas RAFA + filtros percoladores, esto en primera instancia se puede atribuir a que se espera que se reduzca al menos el 60 % de la carga orgánica contaminante en el tratamiento anaerobio, dado que esto no es así, el influente hacia el filtro percolador presenta una alta carga orgánica considerando el gasto máximo. Esto puede provocar que el medio de soporte sea obstruido además de la generación de espuma blanca por diversos compuestos que no pudieron ser tratados, como las proteínas, lo cual empeora si la cantidad de microorganismos es baja en el medio de soporte.

Para este caso, la **eficiencia en la remoción de DQO y DBO₅** es baja en comparación con lo esperado y/o reportado con otras experiencias de trabajo con este tipo de sistemas. Calculando **contante de tratabilidad** a partir del modelo de Eckenfelder, esta tiene un valor menor al recomendado para una temperatura de 16 °C.

Cabe destacar que **este sistema no contempla una recirculación del efluente tratado**, si bien existe la posibilidad de que por medio de un arreglo de válvulas los lodos puedan regresar al filtro percolador en cierta proporción, esto podría no ser del todo recomendable, ya que no se trata de biomasa activa como en el proceso de lodos activados, más bien es biomasa que ha sido desprendida por encontrarse en fase endógena, por lo que esto agregaría más sólidos suspendidos al sistema y compuestos relacionados a la descomposición de estos lodos.

En esta etapa se observa el aumento de la concentración de **sólidos sedimentables** por desprendimiento del biofilm, en el primer muestreo aumenta ligeramente la concentración de **nitrógeno amoniacal**, pero en el segundo muestreo la concentración disminuye ligeramente, lo cual podría atribuirse en el primer caso a una condición anaerobia donde los microorganismos usan nitrato como aceptor de electrones reduciéndolo a nitrito y luego a amonio y en segundo caso una posible volatilización o adsorción de este analito en el medio ya que no las concentraciones de nitrito y nitrato no presentan cambios que sugieran la nitrificación.

Sedimentador Secundario PTAR Zolotepec



Critero de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores recomendados
Tasa de carga hidráulica superficial por día	Ecuación 35	22.0 m ³ /m ² -d	16-32 m ³ /m ² -d
Flujo de sólidos hacia el sedimentador	Ecuación 37	2.42 kg SS/m ² -d	2-6 kg SS/m ² -d
% Eficiencia remoción de solidos suspendidos (SS)	Ecuación 48	40.91 %	50-70 %

Observaciones (17 lps)

La **tasa de carga hidráulica superficial diaria**, así como el **flujo de sólidos hacia el sedimentador** es acorde con lo recomendado en la bibliografía. Cabe resaltar que el diseño de este tipo de sedimentadores es diferente a los sedimentadores para procesos como lodos activados debido a una menor carga de sólidos que ingresan al sistema.

En lo que corresponde a la **eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos**, esta es baja tomando como referencia lo esperado para un sedimentador que tiene características similares a las de un sedimentador primario. Si bien el flujo de sólidos se ajusta a lo recomendado en la bibliografía, el efluente presenta una cantidad considerable de sólidos suspendidos respecto al influente.

La presencia de **sólidos suspendidos**, principalmente aquellos que son visibles flotando en el tanque sedimentador, se puede atribuir a una densidad diferente a la de los demás sólidos sedimentables, además de que la naturaleza de estas partículas provenientes de los filtros percoladores no son altamente floculantes entre sí.

Otro aspecto que resaltar es la presencia de espumas blancas en la canaleta de distribución, la cual sirve como trampa de espumas ya que a lo largo del sedimentador no fue posible observar la presencia de dichas espumas, esto último se puede deber a las condiciones de poco movimiento en el agua en el sedimentador, sin embargo, las espumas vuelven a ser perceptibles en el tanque de desinfección.

Finalmente, se observó una alta concentración de **nitrógeno amoniacal** en el primer muestreo lo cual se puede atribuir tanto a una fermentación de los lodos en sistema como de la degradación de materia orgánica que no pudo ser degradada en fases anteriores, si bien en el segundo muestreo se observa una concentración significativamente más baja, cabe hacer mención que esta condición del primer muestreo es posible dadas las bajas eficiencias en los sistemas biológicos de tratamiento. Lo anterior implicaría una concentración más alta de nitrógeno amoniacal respecto al influente de la planta y en general una alta concentración de nitrógeno total que no se ajustaría con lo establecido en la nueva actualización de la legislación en materia.

Tanque de desinfección Zolotepec



Criterio de ingeniería	Ecuación	Valores obtenidos	Valores recomendados
UFC <i>E. coli</i> /100 ml antes del tanque de desinfección	-	No cuantificable	-
UFC <i>E. coli</i> /100 ml posterior del tanque de desinfección	-	No cuantificable	Menor a 600 NMP/100 ml
Eficiencia remoción de <i>E. coli</i>	Ecuación 48	No cuantificable	-

Observaciones (gasto 17 lps)

En este caso, no pudo ser estimada la **eficiencia de la remoción de *E. coli***, ya que no fue posible llevar a cabo el conteo de los organismos debido a que la concentración de estos era muy grande considerando una muestra diluida al 10%, por lo que el medio poroso nutritivo se saturó; sin embargo, esto sugiere una gran cantidad de unidades formadoras de colonias cuyo número es superior al de PTAR Atarasquillo e incluso mayores al valor establecido en la actualización a la NOM-001-SEMARNAT-2021.

Cabe resaltar que, en el tanque de desinfección fue posible observar el **arrastré de sólidos**, aunque en menor cantidad observable respecto al sedimentador secundario, sin embargo, también se observó la presencia de espumas blancas anteriormente mencionadas, esto último atribuible a la mezcla indirecta que se produce en la tubería de distribución del efluente hacia este tanque de desinfección.

De igual forma se muestra un aumento en la concentración de **sulfatos**, lo cual puede sugerir una posible descomposición de los sedimentos que fueron removidos en los tanques de sedimentación ya que la descomposición de este material puede liberar sulfato como desecho. Así mismo se observa un ligero aumento en la concentración de **nitrito y nitrato** en esta etapa.

En conclusión, el efluente de esta planta de tratamiento **no presenta una remoción satisfactoria de materia orgánica expresada en términos de DQO y *E.coli*** por lo que en ambos casos la concentración rebasa el límite establecido en la actualización de la normativa ambiental de descargas de aguas residuales, a pesar de que la concentración de otros analitos evaluados estén dentro de los límites establecidos en dicha normativa como lo son sólidos suspendidos y grasas y aceites.

Cabe hacer mención que los resultados para **nitrógeno** no fueron concluyentes para esta planta. Si bien estos resultados muestran un instante muy específico en el tiempo, esto es un punto por considerar en análisis estadísticos de concentraciones de nitrógeno en el efluente respecto al influente, desafortunadamente esto último no pudo llevarse a cabo debido a que no se tuvo acceso en tiempo y forma a los informes de laboratorio de los monitoreos mensuales que la Comisión realiza.

CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES

El sistema de tratamiento de la PTAR Atarasquillo y la PTAR Zolotepec conformado en ambos casos por un reactor anaerobio sin sistema de calentamiento externo, seguido de una etapa aerobia (lodos activados y filtro percolador, respectivamente, en el que la estabilización de los lodos secundarios se realiza en el mismo reactor anaerobio, es comúnmente implementado en regiones de clima tropical y subtropical, ya que la aplicabilidad de la tecnología anaerobia depende ampliamente de la temperatura; sin embargo, las plantas de tratamiento de este estudio se localizan en municipios de clima templado.

Al momento de la realización de esta investigación, ambas plantas de tratamiento no contaban con memorias de cálculo que permitiesen identificar los criterios de diseño asumidos por los diseñadores, lo cual es de interés debido al clima templado de la zona, pero también es de utilidad para la operación del propio sistema, a fin de que los criterios de diseño puedan ser verificados en la práctica. De igual forma, tampoco se disponía de planos y manuales de operación, a excepción de la PTAR Zolotepec que contaba con un único plano general.

Así mismo, es importante señalar la ausencia de una base de datos con los resultados de laboratorio de los monitoreos mensuales realizados al influente y efluente en ambas plantas de tratamiento, esto con el fin de identificar el desempeño general del sistema en el tiempo. Cabe mencionar que, dicha información no suele ser compartida de forma regular con la Gerencia Regional salvo solicitud previa a las oficinas centrales quienes resguardan esta información.

Si bien los resultados del muestreo llevado a cabo en esta investigación representan las condiciones del proceso para un instante de tiempo muy específico, este muestreo es una primera aproximación que permite conocer el desempeño de las plantas de tratamiento en condiciones normales de operación. A continuación, se resumen los principales hallazgos.

PTAR Atarasquillo

La eficiencia de remoción de materia orgánica en el reactor anaerobio es menor al 30%, lo cual es un valor inferior al 60% esperado para este tipo de sistemas. En lo que refiere a la estabilidad del reactor, destaca la baja concentración de alcalinidad en el sistema, lo que implica una mínima capacidad amortiguadora, esto a pesar de que el pH aún se mantenga en rangos aceptables de operación. En ambos casos, esto se puede atribuir a la temperatura de operación menor a 20 °C y a una baja actividad de los microorganismos metanogénicos, lo que conlleva una acumulación de los ácidos orgánicos y lodos.

La eficiencia de remoción de materia orgánica en el reactor aerobio es acorde a lo esperado para este tipo de sistemas, es decir, mayor al 80%. Sin embargo, el índice volumétrico de lodos (IVL) y la relación alimento/sustrato (F/M) son ligeramente altos, en tanto que la edad del lodo es baja. Lo anterior, aunado a un pH bajo, suele dar lugar a desequilibrios en el consorcio de microorganismos involucrado en el tratamiento biológico, en este caso predominarán aquellos que contribuyen a formar flóculos ligeros y dispersos. Lo anterior aunado a la presencia de grasas y espumas en el efluente del reactor dificultará la separación de los sólidos en el sedimentador formando una capa flotante de sólidos.

La eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en el sedimentador secundario es ligeramente inferior al valor deseable del 99%, por lo cual fue posible observar sólidos flotando en esta zona. El flujo de sólidos hacia el sedimentador por cada m² de superficie es mayor al flujo máximo permitido de sólidos estimado a partir del IVL, esto puede dar lugar a una acumulación excesiva de sólidos en el sedimentador, sin embargo, el sistema presenta una sedimentación “razonable” ya que la tasa de carga hidráulica superficial por hora es menor a la velocidad teórica de sedimentación del lodo.

El efluente de esta planta de tratamiento presenta una aceptable remoción de materia orgánica, expresada como DQO; sin embargo, el efluente presenta una alta concentración de *E.coli*, lo cual es atribuible en primera instancia a la presencia de pequeños flóculos en el efluente en donde diversos microorganismos entre ellos *E.coli* crecen adheridos a estos.

PTAR Zolotepec

La eficiencia de remoción de materia orgánica en el reactor anaerobio es menor al 30%, lo cual es un valor inferior al 60% esperado para este tipo de sistemas. En lo que refiere a la estabilidad del reactor, destaca la mínima capacidad amortiguadora del sistema, a pesar de que el pH se mantenga en rangos aceptables de operación. En ambos casos, esto se puede atribuir a la temperatura de operación menor a 20 °C y a una baja actividad de los microorganismos metanogénicos, lo que conlleva una acumulación de los ácidos orgánicos y lodos. Así mismo, se observa un aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente.

Los filtros percoladores, presentan una eficiencia de remoción de materia orgánica menor al 20%, lo cual contrasta con una eficiencia esperada del 60% para este tipo de sistemas. Así mismo, se observan aspersores obstruidos y por ende un flujo irregular y no uniforme, esto no solo implica una aireación ineficiente del agua previo a su entrada al filtro, lo cual provoca que la actividad biológica se ralentice y el filtro pierda eficacia, sino que además el flujo irregular favorece que existan zonas muertas o con baja presencia de microorganismos.

Por otra parte, la carga orgánica volumétrica en el filtro percolador es mayor a lo recomendado en la bibliografía, esto puede provocar una sobrecarga en el sistema, lo cual favorece la generación de espuma blanca debido a que diversos compuestos en el agua no pudieron ser tratados efectivamente en su paso por el filtro, lo cual empeora si la presencia de microorganismos es baja en el medio de soporte.

La eficiencia en la remoción de sólidos suspendidos en el sedimentador secundario es el 40%, lo cual es menor a lo esperado para un sedimentador de este tipo del 50 al 70 %, esto a pesar de que la tasa de carga hidráulica superficial y el flujo de sólidos hacia el sedimentador se ajuste a lo recomendado en la bibliografía. La presencia de sólidos flotando en el sedimentador se puede atribuir a que la naturaleza de las partículas provenientes de los filtros percoladores no son altamente floculantes por lo que las menos densas tienden a flotar.

Cabe destacar que el sistema no contempla una recirculación del efluente clarificado hacia el filtro percolador, lo cual suele ser recomendado para favorecer la remoción de materia orgánica, si bien existe la posibilidad de que los lodos del sedimentador puedan retornar al filtro percolador, esto podría no ser del todo recomendable ya que no se trata de biomasa activa como en el proceso de lodos activados, por lo que ello solo agregaría más sólidos suspendidos al sistema y compuestos relacionados a la descomposición de estos.

El efluente de esta planta de tratamiento no presenta una remoción satisfactoria de materia orgánica (DQO) y *E.coli*. Cabe mencionar la presencia de nitrógeno amoniacal en el efluente de filtros percoladores y sedimentador secundario detectada en un muestreo, lo cual se puede atribuir tanto a la descomposición de los lodos en sistema que no son adecuadamente retirados, así como de la propia degradación de materia orgánica que no pudo ser degradada en fases anteriores. Esto último puede implicar mayores concentraciones de nitrógeno total en el efluente respecto al influente.

CAPÍTULO 5. RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos en esta investigación, información obtenida en recorridos en campo, entrevistas al personal a cargo y la revisión de bibliografía especializada, se establecen las siguientes recomendaciones.

Recomendaciones generales

1. La elaboración de al menos el plano general de la PTAR Atarasquillo, el cual esté disponible para su consulta en la Gerencia Regional. Al igual que la elaboración de manuales de operación para ambas plantas.
2. La elaboración de un archivo digital que contenga los resultados de laboratorio de los monitoreos mensuales al influente y efluente de ambas plantas de tratamiento. Se sugiere que se incluya información de al menos 3 años anteriores hasta la fecha de implementación de esta base de datos. Cabe destacar que, la comunicación de resultados entre oficinas centrales y Gerencia Regional será de gran importancia para la continua recopilación de resultados en tiempo y forma.
3. Si bien esta investigación no incluyó el tratamiento y disposición de lodos, se recomienda la evaluación conforme a la NOM-004-SEMARNAT-2002 para establecer su posible aprovechamiento y disposición final en terrenos forestales o el campo.

Recomendaciones técnicas reactores anaerobios

4. Dado que en ambas plantas de tratamiento no cuentan con sedimentador primario, de acuerdo con Chenicharo (2022) la remoción de la arena en los desarenadores debe tener una frecuencia de una vez cada una o dos semanas, dependiendo la variación en la concentración de sólidos sedimentables del influente. Esto contribuirá a disminuir la cantidad de lodo en el reactor anaerobio con una alta fracción de sólidos inorgánicos.
5. La purga de lodos en el reactor anaerobio debe realizarse periódicamente, de lo contrario su acumulación provocará una mayor presencia de sólidos sedimentables en el efluente, deteriorando su calidad en términos de sólidos suspendidos y DQO.
6. Siempre que sea posible, efectuar la purga de lodo en diferentes de alturas del reactor. De acuerdo con Chenicharo (2022) aunque la purga a media altura del compartimento de digestión remueve el lodo de menor actividad metanogénica y con peores condiciones de sedimentabilidad, el volumen removido para una masa dada será mayor. Para compensarlo, se puede combinar al purgar también una parte del lodo de fondo del reactor, ya que este se encuentra bastante concentrado. Lo anterior implicará menores volúmenes de lodo purgado y una consecuente economía en los lechos de secado.
7. Suplementar la alcalinidad en el reactor en caso de identificar caídas abruptas del pH. Aunque la cal es usualmente la fuente más barata de alcalinidad, puede conducir a la ocurrencia de serios problemas operacionales. Por otra parte, el bicarbonato de sodio es de fácil manipulación, muy soluble y a diferencia de la cal, no requiere gas carbónico ni eleva el pH sustancialmente al ser dosificado en exceso (Chenicharo C. , 2022).
8. Considerar la rehabilitación de la tubería de purga de lodos obstruida, tal es el caso de la PTAR Atarasquillo, así como de piezas metálicas que presenten cierto grado de corrosión.

9. Dado que esta investigación identificó una eficiencia de remoción de materia orgánica menor a lo esperado, se sugiere continuar con el monitoreo de la eficiencia de remoción de materia orgánica expresada como DQO con el propósito de identificar la pertinencia de optar por otras medidas, por ejemplo, la inoculación del reactor con un inóculo adecuado para el agua residual y temperatura de operación. Esto último requiere de pruebas de laboratorio e investigación al respecto.

Recomendaciones técnicas reactor aerobio (lodos activados) y su sedimentador secundario

10. Las zonas muertas o sin turbulencia en el reactor indican difusores averiados u obstruidos. De acuerdo con Marín O. & Osés P (2013), se recomienda revisar y dar mantenimiento a difusores y sopladores al menos cada 6 meses.
11. Se sugiere el control de los microorganismos filamentosos que contribuyen a 1) dar origen a las espumas marrones en el reactor y 2) la presencia de flóculos ligeros y dispersos (los cuales incrementan el valor del índice volumétrico de lodos). Lo anterior se logra por medio de una aireación adecuada y el mantenimiento de un pH neutro en el reactor y sedimentadores. Por otra parte, se recomienda la remoción manual de espumas mediante trampas en los sedimentadores y aumentar en 10% el flujo de purga con el fin de que el flóculo ligero y disperso desaparezca del sistema una semana aproximadamente (Marín O. & Osés P., 2013).
12. Cuando hay desnitrificación en el sedimentador, debido a que el O₂ disminuye y los microorganismos toman los nitratos y los convierten a nitrógeno gas provocando la flotación de lodos, se sugiere aumentar el flujo para reducir el tiempo de retención en el clarificador secundario, así como aumentar gasto de purga aproximadamente 10 % y verificar en 2 semanas la calidad del efluente (Marín O. & Osés P., 2013).
13. Se sugiere monitorear a la misma hora y registrar la altura de la capa de lodos en los sedimentadores secundarios ya sea con un muestreador de acrílico transparente (juez) o el método de la toalla blanca. Si en uno de ellos la capa de lodos aumenta mientras que en el otro disminuye, el efluente no está distribuido igualmente en ambos tanques. Por lo que se recomendaría la nivelación de ambos.
14. El monitoreo y registro de la altura del colchón de lodos en los sedimentadores tiene el fin de evitar problemas posteriores como una acumulación de lodos. Un incremento en la altura de la capa de lodos puede indicar una recirculación y purga inadecuada o bien una calidad pobre de lodos al ser estos ligeros y dispersos (verificar esto último con una prueba de índice volumétrico de lodos y proceder con lo señalado en el inciso 11).
15. Se recomienda el monitoreo y registro de los valores de: tiempo medio de retención celular, relación F/M, concentración de SSVLM, índice volumétrico de lodos y eficiencia de la remoción de materia orgánica, sólidos suspendidos y nutrientes. Esto permitirá la identificación de cualquier tendencia o variación en el proceso, especialmente cuando los valores no se ajusten con lo recomendado en la bibliografía (**Tabla 7**).
16. Se recomienda seleccionar el valor óptimo para los parámetros anteriormente mencionados de acuerdo con la mejor calidad del efluente observada en la planta y la experiencia en operación, ya que desafortunadamente no se disponen de memorias de cálculo que lo indiquen.

17. En casos donde haya una disminución de la edad del lodo. Así mismo, cuando hay pocos microorganismos (SSVLM) en el sistema y la relación F/M es alta, se recomienda incrementar el nivel de sólidos reduciendo la cantidad de lodo que se desecha, es decir, el gasto de recirculación deberá aumentar, esto último siempre que el la calidad del lodo sea la adecuada, de nueva cuenta se destaca la importancia de una aireación adecuada y un pH neutro en el reactor (ver inciso 11).
18. Considerar un tratamiento terciario para el pulimiento del efluente previo estudio de factibilidad, por ejemplo: la filtración con arena y/o grava o bien la adaptación de trampas de sólidos en el tanque de desinfección. Se recomienda su implementación en caso de que la calidad del agua del efluente no cumpla con la regulación ambiental, especialmente en el parámetro de *E.coli*, ya que este microorganismo suele adherirse a los sólidos remanentes en el efluente.

Recomendaciones técnicas filtro percolador y sedimentador secundario

19. Considerar la rehabilitación del sistema de aspersión del filtro percolador, dado que hay aspersores obstruidos y por ende un flujo irregular y no uniforme del agua hacia el filtro. Así mismo considerar el control del pH del influente previo a su ingreso al filtro percolador. El objetivo es procurar una buena aireación que adicione oxígeno al sistema y un influente con pH neutro, lo que evite que la actividad biológica se ralentice o existan zonas con baja presencia de microorganismos.
20. Considerar el uso de medios de soporte de espuma como complemento al medio plástico del filtro percolador que actualmente dispone, ya que la espuma es un material ligero, con porosidad, amplia superficie específica (m^2) por metro cúbico y ha documentado una gran eficiencia de remoción de materia orgánica al ser usada como medio de soporte.
21. Brindar un adecuado mantenimiento al sedimentador secundario para evitar la acumulación de lodos en el sistema debido a que no son purgados adecuadamente, lo cual implica la acumulación excesiva de sólidos suspendidos y materia orgánica.
22. Dado que esta investigación identificó una eficiencia de remoción de materia orgánica menor a lo esperado en el efluente del filtro así como la presencia de nitrógeno amoniacal en el efluente del sedimentador, se sugiere continuar con el monitoreo del sistema a fin de identificar la pertinencia de optar por medidas como la disminución del gasto de agua hacia el filtro percolador (y por ende menor carga orgánica), la aireación mecánica del filtro percolador, inclusive la adopción de otras tecnologías aerobias o la implementación de un tratamiento terciario, lo anterior previo estudio de factibilidad y siempre que la calidad del efluente no mejore a pesar de lo sugerido en los putos anteriores y, esto implique el incumplimiento regulatorio ambiental.

Dada la importancia del monitoreo del sistema, se sugiere la medición y registro de los parámetros fisicoquímicos básicos para las unidades que conforman el sistema de tratamiento, una propuesta se resume en el **Anexo 3**. Esto permitirá detectar problemas y facilitará futuras investigaciones para la toma de decisiones. Cabe resaltar que, el tipo de parámetros y/o la periodicidad pueden modificarse según las necesidades de la planta y el criterio del personal a cargo.

Se sugiere que al menos una parte de los parámetros propuestos puedan ser monitoreados periódicamente con los recursos materiales y humanos que actualmente ya dispone la Comisión. Sin embargo, se espera que con el tiempo se pueda contar con un laboratorio propio como

complemento al laboratorio a cargo de las oficinas centrales (quienes realizan monitoreos mensuales al influente y efluente) o bien, que este laboratorio central pueda también monitorear al menos mensualmente el desempeño de los reactores. Esto podría ser conveniente una vez que el resto de las plantas de tratamiento a cargo de la Comisión entren de nuevo en operación.

Finalmente, se sugiere expresamente que los hallazgos, conclusiones y recomendaciones sean comunicados con el personal a cargo, esperando que esta investigación, en especial el **Capítulo 2**, sirva como herramienta para la capacitación al personal operativo.

REFERENCIAS

- Aguirre Jimenez, A. (1995). Administración estratégica del agua y su implementación a través de agentes de cambio internos. Un enfoque para el estado de Jalisco. *Tesis de Maestría: Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas-Universidad de Guadalajara*.
- Akunna, J. (2019). *Anaerobic waste-wastewater treatment and biogas plants: a practical handbook*. Boca Ratón: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Buitrón M., G., Reino S., C., & Carrera M., J. (2018). *Manual técnico sobre tecnologías aerobias aplicadas al tratamiento de aguas residuales industriales*. Ciudad de México: CYTED.
- Cervantes-Carrillo, F., Pérez, J., & Gómez, J. (2000). Avances en la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*(42), 73-82.
- César V., E. (31 de Enero de 2022). Apuntes de la asignatura Diseño de Plantas Tratadoras de Agua para Consumo Humano PUEI-UNAM. Coyoacán, Ciudad de México, México.
- César, E., & Vázquez, A. (2001). *Ingeniería de los Sistemas de Tratamiento y Disposición de Aguas Residuales* (Primera ed.). Coyoacán, Distrito Federal, México: UNAM.
- Chandrappa, R., & Das, D. (2014). *Sustainable water engineering*. Chichester, West Sussex, UK: John Wiley & Sons.
- Chenicharo, C. A. (2022). *Reactores anaerobios*. Belo Horizonte: Universidad de Nariño.
- Chenicharo, C. A. (2001). *Pós-tratamiento de efluentes de reatores anaeróbios* (Primera ed.). Río de Janeiro, Brasil: PROSAB/FINEP.
- CONAGUA. (2015 a). *MAPAS. Cálculo, diseño y estudio de instalaciones mecánicas*. Ciudad de México: CONAGUA.
- CONAGUA. (2015 b). *MAPAS. Diseño de plantas de aguas residuales municipales: Procesos de oxidación bioquímica con biomasa fija*. Ciudad de México: CONAGUA.
- CONAGUA. (2015 c). *MAPAS. Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Tratamiento y disposición de lodos*. Ciudad de México: CONAGUA.
- CONAGUA. (2016). *MAPAS. Diseño de plantas potabilizadas con tecnología simplificada*. Ciudad de México: CONAGUA.
- CONAGUA. (2017). *Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Procesos anaerobios*. Ciudad de México: CONAGUA.
- Cruz, A. (31 de Enero de 2022). Apuntes de la asignatura manejo, tratamiento y disposición de lodos PUEI-UNAM. Coyoacán, Ciudad de México, México.

- Dodane, P., & Ronteltap, M. (2014). *Manejo de lodos fecales. Un enfoque sistemático para su implementación y operación*. Londres, UK: IWA Publishing.
- Giraldo, E. (1998). *Modelación matemática del proceso de la digestión anaerobia para el tratamiento de las aguas residuales industriales*. Bogotá: Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental.
- Goel, S. (2019). *Water and Wastewater Engineering*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gonzáles R., C. (8 de Agosto de 2022). Apuntes de la asignatura Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales PUEI-UNAM. Coyoacán, Ciudad de México, México.
- Gutierrez P., C. (3 de Noviembre de 2003). *Repositorio Facultad de Ingeniería UNAM*. Obtenido de Diseño y operación de plantas de tratamiento: <http://132.248.52.100:8080/xmlui/handle/132.248.52.100/15496>
- Hartmann, H., & Ahring, B. (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science and Technology*, 8, 7-22.
- Hauser, B. A. (1996). *Practical manual of wastewater chemistry*. Chelsea, Michigan: Ann Arbor Press, Inc.
- Instituto de Ingeniería UNAM. (2014). *Manual de procedimientos de monitoreo de reactores anaerobios*. Ciudad de México: Instituto de ingeniería UNAM.
- Lambert, R. A. (1975). *Parasitología: identificación de helmintos*. México: El manual moderno.
- Lazcano C., C. A. (2016). *Bioteología ambiental de aguas y aguas residuales*. Bogotá: Ecoe Ediciones.
- Lemos C., C. A. (2007). *Anaerobic Reactors*. London, UK: IWA Publishing.
- Londoño-Franco, L., Londoño-Muñoz, P., & Muñoz-García, F. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Bioteología en el sector agropecuario e industrial*, 14(2), 145-163. Recuperado el 26 de 12 de 2022, de <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v14n2/v14n2a17.pdf>
- López Vázquez, C., Buitrón Méndez, G., García, H., & Cervantes Carrillo, F. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*. London, UK: IWA Publishing.
- Manahan, S. E. (2011). *Introducción a la Química Ambiental*. México D.F: REVERTÉ UNAM.
- Mara, D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Londres: VA: Earthscan.
- Marín O., A., & Osés P., M. (2013). *Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales con el proceso de lodos activados*. Guadalajara: Comisión Estatal del Agua de Jalisco.

- Márquez V., M., & Martínez G., S. (2011). *Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o USAB) Antología*. Ciudad de México: Centro Tecnológico Aragón.
- Martin, S. (1994). Nutrient Transport by Ruminant Bacteria: A Review. *Journal of Animal Science*, 72(11), 3019-3031.
- Menéndez, C. (30 de Enero de 2022). Apuntes del curso de evaluación de calidad del agua PUEI-UNAM. Coyoacán, Ciudad de México, México.
- Menéndez, C., & Perez, J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales*. La Habana: Félix Vañera-Editorial Universitaria.
- Metcalf & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. (Cuarta ed.). Aravaca, Madrid: McGraw-Hill.
- Morgan-Sagastume, J. M. (28 de Mayo de 2022). *Retos y áreas de oportunidad ante la publicación de la nueva norma NOM-001-SEMARNAT-2021 que limita la descarga de aguas residuales ¿Qué debemos y qué podemos hacer?*. Obtenido de Gaceta Digital del Instituto de Ingeniería-UNAM: http://www.iingen.unam.mx/es-mx/AlmacenDigital/Gaceta/Gaceta_Mayo_Junio_2022/Paginas/nom001-semarnat-retos-y-oportunidades.aspx
- Okubo, T., Onodera, T., Uemura, S., Yamaguchi, T., Ohashi, A., & Harada, H. (2015). On-site evaluation of the performance of a full-scale down hanging sponge reactor as a posttreatment process of an up-flow anaerobic sludge reactor for treating sewage in India. *Bioresour Technol.*, 194, 156-163.
- Onodera, T., Okubo, T., Uemura, S., Yamaguchi, T., Ohashi, A., & Harada, H. (2016). Long-term performance evaluation of downflow hanging sponge reactor regarding nitrification in a full experiment in India. *Bioresour Tech*, 204, 77-184.
- Pacheco, J., & Magaña, A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería*, 7(1), 21-25.
- Peavy, H., Rowe, D., & Tchobanoglous, G. (1985). *Environmental Engineering*. New York: McGraw-Hill.
- Ramalho, R. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. Barcelona: EDITORIAL REVERÉ S.A.
- Riffat, R. (2013). *Fundamentals of wastewater treatment and engineering*. London: IWA Publishing.
- Romero R., J. (2000). *Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización. Primera*. Alfaomega Grupo Editor.
- Sánchez R., R. (9 de Enero de 2017). Apuntes del curso Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Negras-UQROO. Chetumal, Quintana Roo, México.
- Spellman, F. (2020). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations* (Cuarta ed.). CRC Press.

- Straub, C. (1989). *Practical Handbook of Environmental Control*. Boca Ratón, Florida, Estados Unidos de América: CRC Press Inc.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Schertenleib, R., & Zurbrügg, C. (2014). *Compendio de sistemas y tecnologías de saneamiento* (Segunda ed.). Dübendorf, Suiza: Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Acuática (Eawag).
- Toapanta V., M. I., & Chang G., J. V. (27 de Julio de 2007). *Proyecto de investigación grasas y aceites*. Obtenido de Repositorio Dspace: <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/6161>
- Universidad Nacional de Colombia. (2009). *Química ambiental del agua*. Obtenido de http://www.virtual.unal.edu.co/cursos/sedes/manizales/4090020/files/pdf/cap_1+.pdf
- van Haandel, A., & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment: A practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and Sons.
- van Lier, J., Vashi, A., van del Lubbe, J., & Heffernan, B. (2010). *Anaerobic sewage treatment using UASB reactors: Engineering and operational aspects*. H.Fnag, Environmental anaerobic.
- Villaseñor C., J. (1998). *Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas*. Madrid: Universidad de Castilla-La Mancha.
- von Sperling, M. (2007). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. London, UK: IWA Publishing.
- von Sperling, M., & Chenicharo, C. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. London, UK: IWA Publishing.
- WEF. (2017). *Liquid Stream Fundamentals: Sedimentation*. Recuperado el 27 de Enero de 2023, de https://www.wef.org/globalassets/assets-wef/direct-download-library/public/03---resources/wsec-2017-fs-022-liquid-stream-fundamentals--clarification-sedimentation_final.pdf

ANEXO 1

Listado de PTAR a nivel nacional con combinación de tratamiento similar a las de este estudio

Clave PTAR	Estado	Municipio	Cap. Instalada (l/s)	Caudal tratado (l/s)	Tipo de clima
RAFA + Lodos activados					
3419	Querétaro	Pedro Escobedo	15	8.3	Semiárido semicálido
3940	Querétaro	Tequisquiapan	60	41.6	Semiárido semicálido
3941	Querétaro	Tequisquiapan	5	6.1	Semiárido semicálido
4037	Querétaro	Colón	7.5	5.8	Semiárido templado
3237	Morelos	Ayala	25	8	Cálido subhúmedo
3006	Morelos	Atlatlahucan	20	10.3	Semicálido subhúmedo del grupo C
5432	Morelos	Emiliano Zapata	2	1	Semicálido subhúmedo del grupo C
1270	CDMX	Coyoacán	1.4	1.2	Templado subhúmedo
4330	Edo. Mex	Lerma	15	12	Templado subhúmedo
5004	Edo. Mex	Chalco	3	3	Templado subhúmedo
5005	Edo. Mex	Chalco	25	5	Templado subhúmedo
RAFA +Filtros percoladores					
3450	Zacatecas	General Francisco R. Murguía	1.6	1.2	Árido semicálido
2339	Michoacán	La Huacana	60	60	Semiárido cálido
1200	Guanajuato	Celaya	20	10	Semiárido semicálido
4098	Hidalgo	Jacala	15	6.4	Semiárido semicálido
4240	Hidalgo	Tecozautla	24	3.5	Semiárido semicálido
4033	Querétaro	Colón	1.5	0.7	Semiárido semicálido
4831	Querétaro	Colón	3.5	3.9	Semiárido semicálido
4159	Edo. Mex	Atenco	14	12	Semiárido templado
5009	Edo. Mex	Chiautla	10	8	Semiárido templado
2603	Querétaro	Cadereyta de Montes	8	4.3	Semiárido templado
4682	Chiapas	Salto del Agua	12	12	Cálido húmedo
4681	Chiapas	Amatenango de la Frontera	4.1	1.4	Cálido subhúmedo
3148	Puebla	Izúcar de Matamoros	90	90	Cálido subhúmedo
966	Yucatán	Mérida	2	2.2	Cálido subhúmedo
2977	Yucatán	Mérida	10	4	Cálido subhúmedo
2982	Yucatán	Mérida	50	65	Cálido subhúmedo
2983	Yucatán	Mérida	50	40	Cálido subhúmedo
2984	Yucatán	Mérida	50	44	Cálido subhúmedo
3205	Yucatán	Mérida	50	30	Cálido subhúmedo
3206	Yucatán	Mérida	60	45	Cálido subhúmedo
3211	Yucatán	Mérida	9	7	Cálido subhúmedo
3457	Yucatán	Mérida	68	58	Cálido subhúmedo
3458	Yucatán	Mérida	60	40	Cálido subhúmedo
5346	Yucatán	Mérida	80	40	Cálido subhúmedo
4759	Chiapas	Chilón	0.4	0.4	Semicálido húmedo del grupo C

4050	Hidalgo	Chapulhuacan	16	5.6	Semicálido húmedo del grupo C
4153	Edo. Mex	Malinalco	2.5	1	Semicálido subhúmedo del grupo C
4154	Edo. Mex	Malinalco	1	1	Semicálido subhúmedo del grupo C
3931	Guanajuato	Salamanca	30	26	Semicálido subhúmedo del grupo C
3360	Querétaro	Landa de Matamoros	2	0.2	Semicálido subhúmedo del grupo C
3260	Edo. Mex	Atacomulco	21	10	Templado subhúmedo
3323	Edo. Mex	Timilpan	10	5	Templado subhúmedo
4144	Edo. Mex	Xonacatlán	15	7	Templado subhúmedo
4148	Edo. Mex	Coatepec Harinas	15	15	Templado subhúmedo
4228	Edo. Mex	Villa de Allende	2.5	1	Templado subhúmedo
4339	Edo. Mex	Donato Guerra	3	3	Templado subhúmedo
4340	Edo. Mex	Donato Guerra	1.5	0.5	Templado subhúmedo
4437	Edo. Mex	Morelos	10	7	Templado subhúmedo
2656	Hidalgo	Tizayuca	8	1.1	Templado subhúmedo
3361	Querétaro	Huimilpan	2.5	2	Templado subhúmedo
3362	Querétaro	Huimilpan	2.5	2	Templado subhúmedo

ANEXO 2

Actualización NOM-001-SEMARNAT-2021

Parámetros (*) (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			Suelo								
										Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos			Cárstico		
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.
Temperatura (°C)	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Grasas y Aceites	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21
Sólidos Suspendedos Totales	60	72	84	20	24	28	20	24	28	30	36	42	100	120	140	20	24	28
Demanda Química de Oxígeno	150	180	210	100	120	140	85	100	120	60	72	84	150	180	210	60	72	84
Carbono Orgánico Total*	38	45	53	25	30	35	21	25	30	15	18	21	38	45	53	15	18	21
Nitrogeno Total	25	30	35	15	25	30	25	30	35	NA	NA	NA	NA	NA	NA	15	25	30
Fósforo Total	15	18	21	5	10	15	15	18	21	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5	10	15
Huevos de Helmintos (huevo/litro)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1								
<i>Escherichia coli</i> , (NMP/100 ml)	250	500	600	250	500	600	250	500	600	250	500	600	250	500	600	50	100	200
Enterococos fecales* (NMP/100 ml)	250	400	500	250	400	500	250	400	500	250	400	500	250	400	500	50	100	200
pH (UpH)	6 – 9																	
Color verdadero	Longitud de onda									Coeficiente de absorción espectral máximo								
	436 nm									7,0 m ⁻¹								
	525 nm									5,0 m ⁻¹								
	620 nm									3,0 m ⁻¹								
Toxicidad aguda (UT)	2 a los 15 minutos de exposición																	

N.A.: No Aplica
 P.M.: Promedio Mensual
 P.D.: Promedio Diario
 V.I.: Valor Instantáneo
 NMP: Número más probable
 UpH: Unidades de pH
 UT: Unidades de Toxicidad
 * Si Cloruros es menor a 1000 mg/L se analiza y reporta DQO.
 * Si Cloruros es mayor o igual a 1000 mg/L se analiza y reporta COT.
 * Si la conductividad eléctrica menor a 3500 µS/cm se analiza y reporta *E. coli*.
 * Si la conductividad eléctrica es mayor o igual a 3500 µS/cm se analiza y reporta Enterococos fecales.
 Las determinaciones de Conductividad eléctrica y de Cloruros no requieren la acreditación y aprobación de la entidad correspondiente.

Parámetros (miligramos por litro)	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			Suelo								
										Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos			Cárstico		
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.
Arsénico	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,1	0,15	0,2
Cadmio	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,2	0,3	0,4	0,05	0,075	0,1	0,1	0,15	0,2	0,05	0,075	0,1
Cianuro	1	2	3	1	1,5	2	2	2,50	3	2	2,5	3	1	1,50	2	1	1,5	2
Cobre	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6	4	5	6
Cromo	1	1,25	1,5	0,5	0,75	1	1	1,25	1,5	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1
Mercurio	0,01	0,015	0,02	0,005	0,008	0,01	0,01	0,015	0,02	0,005	0,008	0,01	0,005	0,008	0,01	0,005	0,008	0,01
Níquel	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4	2	3	4
Plomo	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4
Zinc	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20	10	15	20
Parámetros medidos de manera total	P.M.: Promedio Mensual P.D.: Promedio Diario V.I.: Valor Instantáneo																	

ANEXO 3

Listado de parámetros sugeridos para el monitoreo del efluente

Parámetro	Unidad	Frecuencia
Pretratamiento (PTAR Atarasquillo y Zolotepec)		
Medición del flujo	l/s	cada 2 h
Temperatura	°C	diaria
pH	*	diaria
Conductividad	mS/cm	diaria
Oxígeno disuelto	mg/l	diaria
Sólidos sedimentables	ml/l	diaria
Volumen de sólidos retenidos en las rejillas	l/d	diaria
Volumen de arena removida en el sedimentador	l/d	diaria
Sólidos suspendidos totales	mg/l	semanal
DQO	mg/l	semanal
Reactor anaerobio (PTAR Atarasquillo y Zolotepec)		
Temperatura	°C	diaria
pH	-	diaria
Conductividad	mS/cm	diaria
Oxígeno disuelto	mg/l	diaria
Sólidos sedimentables	ml/l	diaria
Alcalinidad	mg/l	semanal
Sólidos suspendidos totales del efluente	mg/l	semanal
DQO	mg/l	semanal
Eficiencia remoción materia orgánica (DQO)	%	semanal
Sólidos totales y volátiles del lodo	mg/l	mensual
Actividad metanogénica específica del lodo	gDQO/gSSV.d	mensual
Reactor aerobio y sedimentador secundario (PTAR Atarasquillo)		
Temperatura	°C	diaria
pH	mg/l	diaria
Conductividad	mS/cm	diaria
Oxígeno disuelto	mg/l	diaria
Sólidos sedimentables	ml/l	diaria
Medición de colchón de lodo en el sedimentador	cm	diaria
Sólidos suspendidos totales y volátiles en el reactor	mg/l	semanal
Sólidos suspendidos totales y volátiles del lodo de retorno	mg/l	semanal
Índice volumétrico del lodo	-	semanal
Cálculo de la edad del lodo	d ⁻¹	semanal
Relación de alimento/microorganismo (F/M)	kg DBO/kg SSLM·d	semanal

Parámetro	Unidad	Frecuencia
Filtro percolador y sedimentador secundario (PTAR Zolotepec)		
Temperatura	°C	diaria
pH	mg/l	diaria
Oxígeno disuelto	mg/l	diaria
Sólidos sedimentables	ml/l	diaria
Sólidos suspendidos totales y volátiles efluente del filtro	mg/l	semanal
Medición de colchón de lodo en el sedimentador	cm	diaria
Efluente (PTAR Atarasquillo y Zolotepec)		
pH	*	Diario
DQO	mg/l	Semanal
Eficiencia remoción materia orgánica	%	semanal
Sólidos suspendidos totales	mg/l	Semanal
Nitrógeno amoniacal	mg/l	Semanal
Nitritos	mg/l	Semanal
Nitratos	mg/l	Semanal
E. coli	NMP/100 ml	Semanal
Descarga de lodos (PTAR Atarasquillo y Zolotepec)		
Volumen de lodo purgado	m ³	En la descarga
Altura de la lámina de lodo	cm	En la descarga
Concentración del lodo	mgSSV/l	En la descarga
Coliformes fecales	NMP/g	Base seca
Huevos de helminto	No. Huevos/g	Base seca
<i>Salmonella spp.</i>	NMP/g	Base seca