



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

ESCUELA DE ESTUDIOS SUPERIORES DE XALOSTOC



TRATAMIENTO DE FANGOS GENERADOS POR MEDIOS REACTORES
ANAERÓBICOS DE ALTA CARGA EN CONJUNTO CON LAGUNAS DE
MADURACIÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

GUILLERMO CIELO SÁNCHEZ

ASESOR: DRA. JOSEFINA VERGARA SÁNCHEZ

CUERNAVACA, MORELOS

NOVIEMBRE, 2020

VOTOS APROBATORIOS



ESCUELA DE ESTUDIOS SUPERIORES DE XALOSTOC

Secretaría de Docencia

Departamento de Servicios Académicos

Ayala, Morelos a 09 de noviembre del 2020.

DRA. JOSEFINA VERGARA SÁNCHEZ
DIRECTORA DE LA EESX
P R E S E N T E

Por medio del presente, los revisores de la tesis que lleva por título **TRATAMIENTO DE FANGOS GENERADOS POR MEDIOS REACTORES ANAERÓBICOS DE ALTA CARGA EN CONJUNTO CON LAGUNAS DE MADURACIÓN**. Que ha realizado el pasante de la Licenciatura en Ingeniería en Química, **Guillermo Cielo Sánchez**, otorgamos nuestro voto de aprobación para su impresión por haberse realizado las correcciones consideradas pertinentes de nuestra parte.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

Dra. Josefina Vergara Sánchez
M.C.I. María Lucrecia Díaz Flores
Dra. Yessica F. Cervantes Adame
M.C. Eréndira Salgado Baza
Dr. Cesar Torres Segundo



Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

JOSEFINA VERGARA SANCHEZ | Fecha:2020-11-10 06:50:50 | Firmante
 rSFvVmHIS8EDIM1 wml OZB6PSE ml60uyzCfPP pblWfSc0hpGF TP 5UwWJJP 4o1iInwZVahgikITpZQww0fbZN4D3oN3k:zGa+kxsZnH0G9tr03hm0zJ QSnuOyDbLNU9m4wGuOa bVNIV89D4lyr+0oXmoMX719L7pdm184HLr0GqXXIM YuvlG1OOw0R9ujoOwSdKc99tcw6JH5eCuHT7u3IP4lloVvhjCW+7z4I9NIKcJ5zdwBc52Wnyz13xLZKxJhyMG2Jd2wkb8w qQ1XGvMD+K1WQGP83WUHUvGUbFw67T8IXV2TBA+25KHKlIFoTJGpntYue3QQTUp+AcA==

CESAR TORRES SEGUNDO | Fecha:2020-11-10 10:40:08 | Firmante
 aB4E29h1WYhUWZEi6Nej61bXh5STG TT YlpsUQoS38e6grb Y0ndM98MblZfB64QQG5oNvPqzPEsPHVFH9hCKxJdL57o8Q16T ZTRz8hal Z8RliC44Nj3pt1xvpcTFDFQAEIP eqqPqNHbE7Gf8V1 qND1o79CJE CgSpHUEKoNTatqDFIONF9L5E1 vD BeThP /+zk:0xL2 Zn5T G1rOP4afvqzA1 vdwVxg7n9MezP VtpT2 YrpfqL vNlbnqAX9kQLDLHLk34z9jIMza 8zum8uYixUDVF svF qOmXpstoT C vchA7M3T fjoJYRD4IKGhR5agYhky+VJn2pu00SRv31k9v==

MARIA LUCRECIA DIAZ FLORES | Fecha:2020-11-10 10:48:53 | Firmante
 IKRDQBGC MF vz7 d4D8dgi0j5y5ojOs4IK7yaGD10wdjFzR AZ3/51tvP zb xhr2mm fyFJSAnLogax7S05udESIGpgesKq6uZ0C09E4ELzCRUVRMIDpGk dAOleqTsl OkhXwp8NoR8jIP Dc+2wWuR545N2Q/sQc33aR Zf8talrT MwZJGEypBxPW19vZFYay6SptKk68kJGbYypG0Cj68F c0GMP mo YllloyzVSB6s/sq5LBcPu5W/Hem Vvwh6JNP /vaq5xLU/VGCzJSLA01o pFKmsCkJlvJoX8mLHFV5mjryrXh091g7zhrBb99cK yMBVwoqE5BP hm8lJnxEOg==

YESSICA FLOR CERVANTES ADAME | Fecha:2020-11-10 12:09:09 | Firmante
 rrd5HK+k vC7e+aiJ14yo78gVlux+ffQHveE le36r6ZbgWDLqXTR4AMZf9WY3yNLJlrwSyKvG3u2SzhS3npSveucHOstrKsiGZiV5+f+MTLQLwMWRo8ZXFidQ4 YXXJ4XCLEg0qIMC qkCP Y3amZpTSP rB5esu4UjW7wZykfjYZded2cWkhnlbPmL1ecNWgaTxdz9nqleQbUtk9kGVVGrnScdBlXGShT Z8UpnkoPhz3G1y+LoW8vP AV0Yr GvyyHirJrOqLSP wT Ou G9dAGF1 Ygatp03QJf07bio50r39jx6GyijaTqov3mMgLLbLU038M8Q Yo6iREmKEmEH7Sg==

ERENDRA SALGADO BAZA | Fecha:2020-11-10 14:09:11 | Firmante
 UK7d2nB6E Otpaj2SxxPFZRa8kD6/aSvzsG/8bEesF J6M51ksu7WMDp5JsOCJUXD YOJONf1rsdKkZk1kzvYyOCUJZZNUZK0wn480AtpiCwKug4KnC302pKtNp4Im Zdl5wPNj3 oZ8thiE p+ TcUFO/RHb520q7j602HDgstSgcQ7 sb5Ne1 T579t6+SJ+IE721bPm2U2U1af3llsGNsRht47rloiGCqE1GllT YohmokfPLjhaVxp tsrk+0ypejzP GZUDHO Jqsu+9jnvDU HUwCzXrGdEMM+X1f9vRQmIClvpFEt9lv6vHICrMuk5BVP GP8tS4qm vdrnQ==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



nuptov

<https://firma.uaem.mx/holReputio/b2sPN0J7Ared20L0460vSLAvq7uY>



Una universidad de excelencia

RECTORÍA
2017-2023

DEDICATORIA

A quienes me apoyaron de alguna u otra forma en la realización de este trabajo, a los maestros y personal de la universidad, a mi novia, a mi madrina, a mis amigos, familiares, conocidos y a cualquier otra persona que ayudo en la realización de este trabajo.

Sé que estas palabras no son suficientes para expresar mi agradecimiento, pero espero que con ellas, se den a entender mis sentimientos de aprecio y cariño a todos ellos.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Josefina Vergara Sánchez, por sus conocimientos y recomendaciones a lo largo de la elaboración y revisión de la presente tesis, hasta la finalización de este proyecto realizado en el en el Laboratorio de Análisis y Sustentabilidad Ambiental de la Escuela de Estudios Superiores de Xalostoc; asimismo, agradezco a todo el personal de dicha universidad, por su confianza y apoyo.

A los profesores de la Escuela de Estudios Superiores de Xalostoc que con su experiencia y conocimientos facilitaron la realización de este trabajo.

A la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Cuautla-Morelos y al Sistema Operador de Agua Potable y Saneamiento (SOAPS) Por el apoyo recibido para la utilización de sus instalaciones y parte de sus equipos para la llevar a cabo este proyecto de tesis.

A la Sra. María y al personal de la SOAPS, por el apoyo en la realización de la investigación.

TABLA DE CONTENIDO

1	CAPÍTULO I	1
	1.1 Introducción.....	1
	1.2 Justificación	1
	1.3 Objetivos.....	2
	1.3.1 Objetivo general	2
	1.3.2 Objetivos específicos.....	2
2	CAPÍTULO II.....	3
	2.1 Marco teórico.....	3
	2.1.1 Conceptos básicos	3
	2.1.2 Características físicas de las aguas residuales.....	4
	2.1.3 Sólidos.....	4
	2.1.4 Olor.....	5
	2.1.5 Color.....	5
	2.1.6 Conductividad	5
	2.1.7 Temperatura	5
	2.1.8 Características químicas del agua residual.....	6
	2.1.9 La demanda teórica de oxígeno.....	14
	2.1.10 Características biológicas del agua residual	14
	2.2 Tratamientos en aguas residuales	18
	2.2.2 Tratamiento secundario	21
	2.2.3 Tratamiento terciario/avanzado.....	30
	2.2.4 Desinfección cloración y ozonificación	31
	2.2.5 Características del flujo de agua (influyente de la tratadora de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, PTAR).....	33
	2.3 Tipos de reactores anaeróbicos.....	35
3	Capitulo III.....	43
	3.1 Diseño Experimental	43
	3.2 Reactivos y materiales	43
	3.2.1 Equipos utilizados	46
	3.2.2 Horario de muestreo del influente.....	56
	3.2.3 Efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales	58
	3.2.4 Criterios para la selección del reactor anaerobio	62
	3.2.5 Prueba preliminar a la puesta en marcha.....	64
	3.2.6 Estabilización de la entrada del efluente	66

3.3	Variación del total de sólidos disueltos durante el proceso	69
3.3.1	Efecto de la agitación en el proceso	70
3.3.2	Efecto de la luz en la degradación de lodos activados	72
3.3.3	El efecto del ajuste de pH en el proceso.....	76
4	CAPÍTULO IV.....	77
4.1	Resultados y análisis.....	77
4.1.1	Demanda biológica de oxígeno valores no aplicables entre etapas	77
4.1.2	Valores de pH no aplicables entre etapas	79
4.1.3	Perfil de sólidos.....	80
4.1.4	El uso de los sólidos totales disueltos como medida muestral.....	81
4.1.5	Valores de la conductividad en el proceso	83
4.1.6	Tiempo de retención hidráulico en el proceso experimental.....	84
4.1.7	Consideraciones finales.....	85
	CONCLUSIONES	87
	BIBLIOGRAFÍA	89

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1.</i> Representación esquemática de Siegrist <i>et al.</i> (2002) modelo. Las unidades porcentuales se refieren al sustrato expresado como DQO.....	23
<i>Figura 2.</i> Curva de crecimiento típico en términos de número de bacterias	25
<i>Figura 3.</i> Histograma de pH (variación del valor de pH observado en el intervalo de estudio, creada a partir de los datos del laboratorio certificado)	34
<i>Figura 4.</i> Valores observados del flujo (creada a partir de los datos del laboratorio certificado).34	
<i>Figura 5.</i> Valores observados en el período de estudio (creada a partir de los datos del laboratorio certificado).....	35
<i>Figura 6.</i> Valores de la temperatura observados en el período de estudio (creada a partir de los datos del laboratorio certificado)	35
<i>Figura 7.</i> Diferentes tipos de reactores.....	36
<i>Figura 8.</i> Diagrama de proceso	48
<i>Figura 9</i> Diagrama del proceso propuesto	50
<i>Figura 10.</i> Ilustración del proceso propuesto para el tratamiento del caudal sedimentado.....	51
<i>Figura 11.</i> Reactor biológico anaerobio (sin la cubierta plástica negra).....	53
<i>Figura 12.</i> Filtro 1 con bacterias reductoras de azufre (rojas).....	54
<i>Figura 13.</i> Filtro 2. Filtro aerobio (verde) Filtro de arena de sílice o cuarzo fina (con diámetros de valores entre .0625 a 1 mm aprox.).....	55
<i>Figura 14.</i> Resumen gráfico de temperatura por hora (creada a partir de los datos del laboratorio certificado).....	56
<i>Figura 15.</i> Gráfica de dispersión de DQO, SST, DBO ₅	57
<i>Figura 16.</i> Dispersión de DQO, DBO ₅ Y SST (creada a partir de los datos de los datos del laboratorio certificado).....	60
<i>Figura 17.</i> Histograma de la temperatura, pH y la conductividad (creada a partir de los datos de los datos del laboratorio certificado).....	61
<i>Figura 18.</i> Variación de la DQO durante la entrada y la salida (creada a partir de los datos de los datos del laboratorio certificado).	61
<i>Figura 19.</i> Natas que se producen dentro del reactor	65

<i>Figura 20.</i> La llave de purga se localiza en la parte inferior izquierda en la imagen izquierda se aprecia una tonalidad más clara de la cual se purgaba parte de esa agua para obtener la concentración de agua deseada; la otra llave de purga se localiza arriba a la izquierda.....	65
<i>Figura 21.</i> Gráfica de dispersión de pH Dig vs. Días de lodo.....	67
<i>Figura 22.</i> Gráfica de dispersión de pH lodo estabilizado vs. Lotes	68
<i>Figura 23.</i> Muestra de lote 2 al final del proceso anaeróbico, donde se puede apreciar que es totalmente homogénea y la presencia de fases es poco diferenciable	72
<i>Figura 24.</i> Laguna anaerobia.....	72
<i>Figura 25.</i> Comparativa de la muestra de LA (inciso B) y la muestra en fase final del proceso (inciso A) experimental.....	74
<i>Figura 26.</i> Foto de las paredes internas del filtro inoculado con bacterias reductoras de azufre .	75
<i>Figura 27.</i> Filtro 1.....	80
<i>Figura 28.</i> Réplica miniatura del filtro 2	81
<i>Figura 29.</i> Muestras de la etapa 2 (digestor anaeróbico), etapa 3 (laguna facultativa), etapa 4 laguna aerobia filtrada (neutralizada a un pH 7.0) y muestra de agua filtrada del influente de la PTAR	82
<i>Figura 30.</i> Variación del caudal de salida de diferentes lotes	84

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. <i>Definición para sólidos encontrados en aguas residuales</i>	4
Tabla 2. <i>Contaminantes importantes en el tratamiento de aguas</i>	6
Tabla 3. <i>Contaminantes bacteriológicos presentes en aguas residuales contaminadas</i>	14
Tabla 4. <i>Clasificación de procesos de tratamiento de agua residual</i>	18
Tabla 5. <i>Tratamiento preliminar para los fangos en el tratamiento de aguas</i>	19
Tabla 6. <i>Bacterias involucradas en el proceso</i>	28
Tabla 7. <i>Características de algunos lodos producidos en el tratamiento de aguas</i>	42
Tabla 8. <i>Reactivos utilizados</i>	43
Tabla 9. <i>Métodos utilizados en el desarrollo del prototipo propuesto</i>	45
Tabla 10. <i>Gráfica de DQO, SST Y DBO₅</i>	57
Tabla 11. <i>Salida del efluente datos del laboratorio certificado</i>	58
Tabla 12. <i>Salida del efluente datos extraídos del laboratorio certificado</i>	59
Tabla 13. <i>Salida del efluente, datos del laboratorio certificado</i>	59
Tabla 14. <i>Eficiencia del proceso en el intervalo de estudio</i>	62
Tabla 15. <i>Registro de la disminución de TDS</i>	70
Tabla 16. <i>Efecto de la agitación en muestras de fangos anaerobios en ausencia de luz</i>	71
Tabla 17. <i>comparación del perfil de solidos de la muestra anaeróbica con la laguna anaeróbica</i> . 73	
Tabla 18. <i>comparación de las muestras anaeróbicas con lagunas anaeróbicas en los parámetros: pH, TDS y tiempo</i>	73
Tabla 19. <i>Comparativa del caudal presente en el digestor lote 4 vs. Salida lote 4</i>	78
Tabla 20. <i>Perfil de solidos de la etapa 2 vs salida de la etapa 4</i>	82
Tabla 21 <i>caracterización del digestor anaeróbico (etapa 2) y de la salida del prototipo (salida de la etapa 4)</i>	86

1 CAPÍTULO I

1.1 Introducción

El tratamiento de aguas residuales de las comunidades genera biosólidos que pueden llegar a aprovecharse si son tratados adecuadamente; el grado de utilidad de estos residuos depende principalmente de la naturaleza del efluente de la localidad, es decir, la cantidad de materia orgánica e inorgánica, productos industriales, detergentes y todos aquellos contaminantes que forman parte del efluente que entra a la planta tratadora de la cual dispone la comunidad.

Así, el tratamiento y la disposición de las aguas residuales y los desechos son de gran importancia, debido a una mala gestión puede causar problemas en la comunidad: problemas a la salud como lo son las enfermedades que puede causar el agua contaminada, contaminación de los cuerpos de agua, contaminación del suelo, contaminación del aire y podría originar un costo alto para tratarlos de manera eficiente.

Finalmente, algunas de las metas del tratamiento de aguas es disminuir la carga orgánica a niveles más amigables con el medio ambiente, con la menor cantidad de residuos, reducir el nivel de toxicidad del efluente (Pimentel, 2017) y el cumpliendo con el marco ambiental vigente; en ciertos casos, aprovechar la generación de productos secundarios provenientes de la descomposición de materia orgánica (Gandarillas, 2011).

1.2 Justificación

En México se requieren plantas y procesos para la depuración de aguas, las cuales puedan adaptarse a una cantidad de desechos cada vez mayor, de igual modo, es primordial que estas sean compatibles con las plantas ya existentes y que se adecuen o modifiquen en la región con procesos de cogeneración que podrían aumentar la rentabilidad del tratamiento de aguas. De acuerdo con Martínez (2013) cubrir el costo que implica la operación y mantenimiento, fundamentalmente la energía eléctrica, es una de las razones por la cuales algunos municipios llegan a dejar de operar las plantas de tratamiento. En concordancia con lo anterior, el presente trabajo propone un método experimental que disminuye el tiempo de residencia de los lodos, en los tratamientos de aguas residuales anaeróbicos en combinación con lagunas de estabilización.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Proponer un estudio para la disminución del tiempo final en sistemas que incluyan procesos anaeróbicos en combinación con lagunas facultativas para reducir la concentración de materia orgánica al terminar el proceso mediante el uso conjunto de reactores anaeróbicos y lagunas de maduración.

1.3.2 Objetivos específicos

- Diseñar un prototipo de prueba para evaluar el método propuesto.
- Poner en marcha el prototipo antes mencionado.
- Caracterizar los lodos presentes en el digestor anaeróbico.
- Distinguir el efluente de salida del prototipo.
- Revisión de beneficio-tiempo.
- Analizar los digestores con agitación y alta carga de materia orgánica en procesos anaeróbicos.

2 CAPÍTULO II

2.1 Marco teórico

En este apartado se hace referencia a las características del agua residual, parámetros importantes de medición y tratamientos aplicados a las aguas residuales.

2.1.1 Conceptos básicos

Aguas residuales: “Son las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas” (Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL, 1996).

Carga contaminante: “Cantidad de un contaminante expresada en unidades de masa por unidad de tiempo, aportada en una descarga de aguas residuales” (Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL, 1996).

Condiciones particulares de descarga: son el conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos, y de sus niveles máximos permitidos en las descargas de agua residual, lo cual lo determina la Comisión Nacional del Agua para el responsable o grupo de responsables de la descarga o para un cuerpo receptor específico, con el fin de preservar y controlar la calidad de las aguas conforme a la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento (Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL, 1996).

Contaminantes patógenos y parasitarios: son aquellos microorganismos, quistes y huevos de parásitos que pueden estar presentes en las aguas residuales y que representan un riesgo a la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a la Norma Oficial Mexicana, solo se consideran los coliformes fecales y los huevos de helminto (Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL, 1996).

Cuerpo receptor: “Son las corrientes, depósitos naturales de agua, presas, cauces, zonas marinas o bienes nacionales donde se descargan aguas residuales, así como los terrenos en donde se infiltran o inyectan dichas aguas cuando puedan contaminar el suelo o los acuíferos” (Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL, 1996).

Descarga: “Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita, cuando este es un bien del dominio público de la Nación” (Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL, 1996).

2.1.2 Características físicas de las aguas residuales

Una de las características físicas de las aguas residuales son su contenido de sólidos, distribución de partículas por tamaño, turbiedad, color, transmitancia/absorbancia, olor, temperatura, densidad y conductividad (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.1.3 Sólidos

La tabla 1 resume los diferentes tipos de sólidos que sirven como indicadores de la calidad del agua.

Tabla 1. *Definición para sólidos encontrados en aguas residuales*

Prueba	Descripción
Sólidos totales (ST)	Residuo remanente después que la muestra ha sido evaporada y secada a una Temperatura específica (103 a 105 °C).
Sólidos volátiles totales (SVT)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados, cuando los ST son calcinados (500 ± 50 °C).
Sólidos fijos totales (SFT)	Residuo que permanece después de incinerar los ST (500 ± 50 °C).
Sólidos suspendidos totales (SST)	Fracción de ST retenido sobre un filtro con un tamaño de poro específico, medido después de que ha sido secado a una temperatura específica. El filtro más usado para la determinación de SST es el filtro Whatman de la fibra de vidrio que tiene un tamaño nominal de poros de aproximadamente 1.58µm
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Estos sólidos pueden ser volatilizados e incinerados, cuando los SST son calcinados (500± 50 °C).
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	Residuo remanente después de calcinar SST (500 ± 50 °C).
Sólidos disueltos totales (SDT) (ST-SST)	Sólidos que pasan a través del Filtro y luego son evaporados y secados a una temperatura específica. La medida de SDT comprende coloides y sólidos disueltos. Los coloides son de tamaño 0.001 a 1 µm.
Sólidos disueltos volátiles (SDV) (SVT-SST)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados, cuando los SDT son calcinados (500± 50 °C).

Prueba	Descripción
Sólidos disueltos fijos (SDF)	Residuo después de calcinar los SDT (500 ± 50 °C).
Sólidos sedimentables	Sólidos suspendidos, expresados como mililitros por litros, que se sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un período de tiempo específico.

Fuente: (Crites & Tchobanoglous, 2000)

2.1.4 Olor

Se debe generalmente a la liberación de gases por parte de la materia en descomposición, siendo más conocidos algunos olores característicos como el sulfuro de hidrógeno (olor a huevos podridos (H_2S), sulfuro de carbonilo (COS), el disulfuro de carbono (CS_2), mercaptanos (olor a col, zorrillo), aminas (pescado), etc. (Metcalf & Eddy, 1995)

2.1.5 Color

El agua residual suele tener colores grisáceos cuando está ingresando a la planta tratadora, aumentando a tonalidades más oscuras si se presentan condiciones anaerobias verdosas o rojizas (Metcalf & Eddy, 1995), si está expuesta a la luz solar y/o si están presentes microorganismos que alteren visualmente su color.

2.1.6 Conductividad

La conductividad electrolítica es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta depende de la presencia de iones, de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura (Norma NMX-AA-093-SCFI, 2000).

2.1.7 Temperatura

Diferentes especies de bacterias metanogénicas funcionan óptimamente en tres rangos de temperatura diferentes: 50-65, 20-40, y <10 °C. Las bacterias afectadas se denominan termófilas, mesófilas y psicrófilas, respectivamente. Fuera de estos estrechos intervalos de temperatura, los consorcios microbianos afectados no pueden sobrevivir. La digestión anaeróbica a gran escala generalmente se lleva a cabo en el modo mesofílico con un número menor de digestores que

funcionan en modo termófilo y muchos menos en el modo psicrófilo. El rango de temperatura mesófila está entre 20 y 40 ° C, pero la temperatura mesófila que se considera más adecuada para la digestión anaeróbica es de 35 °C. En la digestión termófila se considera 55 °C ideal. Aunque el proceso de digestión anaeróbica termófila es generalmente más eficiente que el proceso mesófilo, es más difícil de controlar y también necesita insumos de energía adicionales. (Abbasi, Tauseef, & Abbasi, 2012).

2.1.8 Características químicas del agua residual

Los constituyentes químicos de las aguas residuales son con frecuencia clasificados en inorgánicos y orgánicos.

Tabla 2. *Contaminantes importantes en el tratamiento de aguas*

Contaminantes de importancia en el tratamiento de aguas	
Materia orgánica refractaria	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son: agentes tensoactivos, fenoles y pesticidas agrícolas.
Metales pesados	Los metales pesados son, frecuentemente, añadidos al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales y pueden ser necesario eliminarlos, si se pretende reutilizar el agua residual.
Sólidos inorgánicos disueltos	Los constituyentes inorgánicos como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua, y es posible que deban eliminarse, si se va a reutilizar el agua residual.
Sólidos en suspensión	Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias, cuando se vierten aguas residuales sin tratamiento al entorno acuático.
Materia orgánica biodegradable	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales. La materia orgánica biodegradable se mide, en la mayoría de las ocasiones, en función de la DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y de la DQO (Demanda Química de Oxígeno). Si se descargan al entorno sin tratar su estabilización biológica pueden agotar los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas.
Patógenos	Pueden transmitirse enfermedades contagiosas por medio de los organismos patógenos presentes en el agua residual.
Nutrientes	Tanto el oxígeno como el fósforo, junto con el carbono son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten

al entorno acuático, estos nutrientes pueden favorecer el crecimiento de una vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también pueden provocar la contaminación del agua subterránea.

Fuente: (Metcalf & Eddy, 1995)

2.1.8.1 Alcalinidad

La alcalinidad de un agua residual está provocada por la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, el magnesio, el sodio, el potasio o el amoníaco. De entre todos ellos, los más comunes son el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio. La alcalinidad ayuda a regular los cambios de pH producidos por la adición de ácidos. Normalmente, el agua residual es alcalina, propiedad que adquiere de las aguas de tratamiento, el agua subterránea, y los materiales añadidos en los usos domésticos. La alcalinidad se determina por titulación con un ácido normalizado, expresándose los resultados en carbonato de calcio, CaCO_3 (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.2 Oxígeno disuelto

El Oxígeno Disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelta en el agua. El nivel de oxígeno disuelto puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y cuán bien puede dar soporte esta agua a la vida vegetal y animal. La cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua depende de la temperatura; el agua más fría puede guardar más oxígeno en ella que el agua más caliente.

Los niveles de oxígeno disuelto típicamente pueden variar de 0 - 18 partes por millón (ppm) aunque la mayoría de los ríos y riachuelos requieren un mínimo de 5 - 6 ppm para soportar una diversidad de vida acuática. Los niveles de oxígeno disuelto por debajo de 3 ppm dañan a la mayor parte de los organismos acuáticos y por debajo de 2 o 1 ppm los peces mueren (Pulla, 2007).

2.1.8.3 pH

La concentración de ion hidrógeno es un parámetro de calidad de gran importancia tanto para el caso de aguas naturales como residuales. El intervalo de concentraciones adecuado para la adecuada proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y

crítico. El agua residual con concentraciones de ion hidrógeno inadecuadas presenta dificultades de tratamiento con procesos biológicos, y el efluente puede modificar la concentración de ion hidrógeno en las aguas naturales si esta no se modifica antes de la evacuación de las aguas (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.4 No metales

Entre los no metales considerados compuestos típicos producidos en actividades agrícolas, comerciales e industriales que están considerados como contaminantes prioritarios se encuentran el Arsénico (As), usado como aditivo para la aleación de metales asociado a problemas carcinógenos y mutagénicos (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.5 Metales

- a. Bario: se usa en aleaciones de tuberías de aspiración es inflamable a temperaturas propias de espacios cerrados.
- b. Cadmio (Cd): se emplea en recubrimientos de metales por baños o electrodeposición, inflamable en su forma en polvo.
- c. Cromo (Cr): se utiliza en aleaciones y recubrimientos para sustratos metálicos y plásticos, los compuestos de cromo hexavalentes son carcinógenos y corrosivos.
- d. Plomo (Pb): se usa en pilas de almacenamiento de energía, municiones, cables; es toxico por ingestión, inhalación de polvo o vapor.
- e. Mercurio (Hg): se emplea en amalgamas, aparatos de catálisis, recubrimiento de espejos es altamente tóxico por inhalación de polvo o vapor y por adsorción cutánea.
- f. Plata (Ag): se utiliza en la fabricación de nitrato de plata, bromuro de plata, productos fotoquímicos, cubas y otros equipos para las cámaras de reacción química, destilación del agua, etc. (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.6 Nutrientes (N y P)

Los elementos nitrógeno y fósforo son esenciales para el crecimiento de protistas y plantas, razón por la cual reciben el nombre de nutrientes o bioestimuladores. Trazas de otros elementos, tales como el hierro, son necesarios para el crecimiento biológico. No obstante, el nitrógeno y el fósforo son, en la mayoría de los casos, los principales elementos nutritivos. Puesto que el

nitrógeno es absolutamente básico para la síntesis de proteínas, será preciso conocer datos sobre la presencia del mismo en las aguas, y en qué cantidades, para valorar la posibilidad de tratamiento de las aguas residuales domésticas e industriales mediante procesos biológicos. Cuando el contenido de nitrógeno sea insuficiente, será preciso añadirlo para hacer tratable el agua residual. En aquellos casos en los que sea necesario el control del crecimiento de algas en la masa de agua receptora para preservar los usos a que se destina, puede ser necesaria la eliminación o reducción del nitrógeno en las aguas residuales antes del vertido (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.7 Dureza

“Se entiende por dureza total la suma de las durezas individuales debidas a los iones de calcio, magnesio, estroncio y bario en forma de carbonato o bicarbonato” (Ambientum, 2013. párr. 1).

La dureza total de las aguas es un componente con bastante significación en la calidad físicoquímica. No se conocen con claridad los efectos de las aguas blandas y duras sobre el organismo de los consumidores, aunque ciertos estudios epidemiológicos parecen apuntar a que la incidencia de enfermedades cardiovasculares es mayor en las zonas de consumo de aguas blandas. Por otra parte, las aguas blandas son agresivas y facilitan la disolución de metales de las cañerías, provocando, entre otras enfermedades, saturnismo o intoxicación por plomo en aquellos abastecimientos en que aún se conservan tuberías antiguas de plomo. (Ambientum, 2013. párr. 5)

2.1.8.8 Cloro libre residual

El remanente de cloro en el agua después de que parte del añadido reacciona en el proceso de desinfección, cuando el cloro se disuelve en agua limpia en cantidad suficiente, destruye la mayoría de los organismos causantes de enfermedades, sin poner en peligro a las personas. Sin embargo, el cloro se consume a medida que los organismos se destruyen. Si se añade suficiente cloro, quedará un poco en el agua luego de que se eliminen todos los organismos; se le llama cloro libre. El cloro libre permanece en el agua hasta perderse en el mundo exterior o hasta usarse para contrarrestar una nueva contaminación (Organización Panamericana de la Salud, 2009).

Cuando se añade cloro, éste purifica el agua al destruir la estructura celular de los organismos, lo cual los elimina. Sin embargo, este proceso sólo funciona si el cloro entra en contacto directo con los organismos. Si el agua contiene lodo, las bacterias se pueden esconder dentro del mismo y no son alcanzadas por el cloro. El cloro necesita cierto tiempo para destruir todos los organismos.

En agua a una temperatura mayor de 18°C, el cloro debe estar en contacto con el agua, al menos, durante 30 minutos. Si el agua está más fría, el tiempo de contacto se debe incrementar; si se analiza el agua y se encuentra que todavía existe cloro libre en ella, se comprueba que la mayoría de los organismos peligrosos ya fueron eliminados del agua y, por lo tanto, es seguro consumirla. A este procedimiento lo conocemos como medición del cloro residual (Organización Panamericana de la Salud, 2009).

2.1.8.9 Toxicidad

Los iones minerales, especialmente de metales pesados, y los detergentes se encuentran entre los materiales que inhiben el crecimiento normal de bacterias en un digestor. Pequeñas cantidades de minerales (sodio, potasio, calcio, magnesio, amonio y azufre) estimulan el crecimiento bacteriano, pero concentraciones más altas tienen un efecto tóxico. Los metales pesados como el cobre, el níquel, el cobalto, el cromo, el zinc y el plomo son esenciales para el crecimiento bacteriano en cantidades muy pequeñas, mientras que cantidades más altas tienen un efecto tóxico. Los detergentes como el jabón, los antibióticos y los solventes orgánicos también inhiben la bacteria. Entonces, la recuperación de los digestores después de la inhibición por sustancias tóxicas solo se puede lograr mediante el cese de la fertilización y el lavado del contenido o la dilución del contenido, para empujar la concentración de sustancias inhibidoras por debajo del nivel tóxico (Abbasi, 2012).

2.1.8.10 Materia orgánica

Cerca del 75 % de los sólidos en suspensión y del 40% de los sólidos filtrables de un agua residual de concentración media son de naturaleza orgánica. Son sólidos que provienen de los reinos animal y vegetal, así como de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos. Los compuestos orgánicos están formados normalmente por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, con la presencia, en determinados casos, de nitrógeno. También pueden estar presentes otros elementos como azufre, fósforo o hierro. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas, 40-60%, hidratos de carbono, 25-50%, y grasas y aceites, 10% (Mostofa *et al.* 2007 como se citó en Rivas, Ramos Leal, Jiménez Moleón, & Esparza Soto, 2015).

Otro compuesto orgánico con importante presencia en el agua residual es la urea, principal constituyente de la orina. No obstante, debido a la velocidad del proceso de descomposición de la urea, raramente está presente en aguas residuales que no sean muy recientes (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.11 Demanda Bioquímica de Oxígeno

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) “es un parámetro de contaminación, está relacionada a la medición de oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica” (Metcalf & Eddy, 1995).

2.1.8.12 Demanda Química de Oxígeno

En la Demanda Química de Oxígeno (DQO) la concentración de la masa de oxígeno equivalente a la cantidad de dicromato consumida por la materia disuelta y suspendida cuando una muestra de agua se trata con este oxidante bajo condiciones definidas (Norma mexicana NMX-AA-030/1-SCFI-2012).

2.1.8.13 Carbono orgánico total

El Carbono Orgánico Total (COT) es “todo aquel carbono presente en la materia orgánica que se disuelve se suspende en el agua” (Norma mexicana NMX-AA-089/2-SCFI-2010).

La prueba del COT es usada para medir el carbono orgánico total presente en una muestra acuosa. Los métodos para la prueba del COT utilizan oxígeno y calor, radiación ultravioleta, oxidantes químicos o alguna combinación de éstos para convertir el carbono orgánico en dióxido de carbono, el cual se mide con un analizador infrarrojo o por otros medios. El COT de determinada agua residual puede usarse como medida de su polución y en algunos casos ha sido posible relacionar este parámetro con la DBO y la DQO. La ventaja que el COT tiene a su favor radica en que el ensayo sólo tarda de 5 a 10 minutos. Si se puede obtener una relación válida entre los resultados del COT y la DBO en agua residual, entonces se recomienda el uso del COT para control de los procesos (Crites & Tchobanoglous, 2000).

2.1.8.14 SAAM (sustancias activas al azul de metileno)

La mayoría de los tensoactivos de las aguas residuales domésticas se combinan con cantidades proporcionales de las partículas adsorbidas. En las aguas la concentración de tensoactivos suele ser inferior a 0.1 mg/L excepto en las proximidades de una desembocadura u otra fuente de entrada puntual. Un alto contenido de detergentes en agua puede provocar formación de espuma, toxicidad para la vida acuática y crecimiento desmesurado de la flora acuática por el aporte de fosfatos (Norma mexicana NMX-AA-039-SCFI-2001).

2.1.8.15 Grasas y aceites

En la medición de grasas y aceites no se mide una sustancia específica, sino un grupo de sustancias con unas mismas características fisicoquímicas (solubilidad). Entonces la medición de grasas y aceites incluye ácidos grasos, detergentes, grasas, ceras, hidrocarburos, aceites y cualquier otra sustancia susceptible de ser extraída con hexano (Norma mexicana NMX-AA-005-SCFI-2013).

“Son los compuestos orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal, así como de hidrocarburos del petróleo que son extraídos de la muestra utilizando hexano como solvente” (Norma mexicana NMX-AA-005-SCFI-2013).

2.1.8.16 Fenoles

Los fenoles, definidos como hidroxiderivados del benceno y sus núcleos condensados, pueden estar presentes en las aguas residuales domésticas e industriales (desinfectantes, fungicidas, germicidas y conservadores), en las aguas naturales y en los suministros de agua potable. La cloración de tales aguas puede producir clorofenoles olorosos, que producen mal sabor y que son carcinogénicos. Los procesos de eliminación de los fenoles en el tratamiento del agua incluyen la supercloración, tratamiento con dióxido de cloro o cloramina, la ozonización y adsorción con carbón activado (Norma mexicana NMX-AA-050-SCFI-2001).

En los últimos años, los sistemas de cogeneración han tomado gran parte en el tratamiento de aguas; mientras que los aeróbicos ofrecen una amplia variedad de sistemas para tratar caudales grandes en tiempos reducidos, por otra parte, los sistemas anaeróbicos pueden tratar los fangos que se generan y aprovecharlos para producir biogás y abono agrícola. Estos procedimientos

funcionan bien en combinación, dado que las desventajas de los tiempos prolongados en los modos anaerobios son de poco impacto, cuando se enfocan solo en la digestión de lodos concentrados.

Según Ruiz (2002) la principal ventaja del proceso anaerobio es la producción de biogás como fuente de energía, junto a ella, se puede añadir el beneficio de no necesitar un aporte energético para la oxidación de la materia orgánica. De igual forma, es un proceso capaz de tratar efluentes de alta carga orgánica (como pueden ser los de la industria agroalimentaria, química, cervecera, papelera, etc.) con menor requerimiento de nutrientes. Por otro lado, la producción de fangos biológicos es muy baja, 0.08-0.15 kg SSV Kg DQO-1 frente a 0.7 kg SSV kg DQO-1 en los aerobios. En última instancia, al tratarse de sistemas cerrados, se reducen las posibles fuentes de mal olor (como se citó en Contreras, 2017).

De acuerdo con Ramalho (2003), los métodos analíticos para contaminantes orgánicos se pueden clasificar en dos grupos:

- De evaluación de la demanda de oxígeno en donde se encuentran: la demanda teórica de oxígeno (DTeO), la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda total de oxígeno (DTO).
- De los parámetros de contenido en carbono en el cual están el carbono orgánico teórico (COTe) o el carbono orgánico total (COT) (como se citó en Raffo & Ruiz 2014).

2.1.8.17 La demanda bioquímica de oxígeno

La “(DBO) se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidación de la materia orgánica biodegradable, presente en la muestra de agua, como resultado de la acción de oxidación aerobia” (Ramalho, 2003 como se citó en Raffo & Ruiz, 2014).

2.1.8.18 La demanda biológica de oxígeno

El DBO₅ es la cantidad total de oxígeno consumida por los microorganismos durante los primeros cinco días de biodegradación. En su forma más simple, la prueba DBO₅ es poner una muestra de residuo en una botella cerrada y medir la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la muestra al principio de la prueba y al cabo de cinco días; la diferencia de OD dividida por el volumen de desperdicio es DBO₅ (Ramalho, 2003 como se citó en Raffo & Ruiz, 2014).

2.1.9 La demanda teórica de oxígeno

El DTeO es la cuantificación estequiométrica del oxígeno requerido para oxidar completamente un determinado compuesto a partir de su fórmula química. Esto es la cantidad teórica de oxígeno requerido para oxidar la fracción orgánica de un desecho hasta dióxido de carbono y agua (Ramalho, 2003 como se citó en Raffo & Ruiz, 2014).

2.1.10 Características biológicas del agua residual

Dentro de las características biológicas de las aguas residuales convencionales se clasifican en tres: bacteriológicos, parasitológicos y virológicos.

2.1.10.1 Bacteriológicos

Los contaminantes bacteriológicos más comunes en aguas residuales se presentan en la tabla 3

Tabla 3. *Contaminantes bacteriológicos presentes en aguas residuales contaminadas*

Contaminantes bacteriológicos	
<i>Coliformes totales</i>	Los organismos patógenos se presentan en las aguas residuales contaminadas en cantidades muy pequeñas y, además, resultan difíciles de aislar y de identificar. Por ello se emplea el organismo coliforme como organismo indicador, puesto que su presencia es más numerosa y fácil de comprobar. El tracto intestinal humano contiene innumerables bacterias con forma de bastoncillos, conocidas como organismos coliformes; Especies de organismos que pueden fermentar lactosa con generación de gases (o producen una colonia diferenciable en un periodo de incubación en un medio adecuado de 24 ± 2 h a 48 ± 3 h) a $35 \pm 0,5$ °C. Existen algunas variedades que no se ajustan a la definición. El grupo de coliformes incluye cuatro géneros de la familia Enterobacteriácea. Estos son el <i>Escherichia</i> , <i>Klebisella</i> , <i>Citrobactor</i> y <i>Enterobacter</i> . Del grupo de organismos, el género <i>Escherichia</i> (especie <i>E. coli</i>) parece ser el más representativo de la contaminación fecal.
<i>Coliformes fecales</i>	Se estableció un grupo de bacterias coliformes fecales en función de la capacidad de generar gas (o colonias) a una temperatura de incubación de elevada ($44,5 \pm 0,2$ °C durante 24 ± 2 h).
<i>Vibrio Cholera</i>	Bacteria causante de la enfermedad de cólera puede provocar diarreas extremadamente fuertes y deshidratación; esta bacteria está potencialmente presente en el agua residual domestica bruta.
<i>Shignella</i>	Contempla 4 tipos de especies de esta bacteria; está asociada a la enfermedad de shigelosis provocando disentería bacilar; esta bacteria está potencialmente presente en el agua residual domestica bruta.
<i>Salmonella</i>	la bacteria <i>Salmonella typhi</i> está asociada a la enfermedad de la fiebre tifoidea provocando fiebre alta, diarrea y úlceras en el intestino delgado; esta bacteria está potencialmente presente en el agua residual domestica bruta

Contaminantes bacteriológicos	
<i>Giardia Lamblia</i>	Este protozoo provoca la enfermedad Giardiasis provocando diarrea, náuseas e indigestión; este agente infeccioso está potencialmente presente en el agua residual domestica bruta.
<i>Huevos de helmintos</i>	Los helmintos representan un elevado riesgo a la salud humana debido a que sus diversos estados infecciosos (huevos embrionados o larvas) son altamente persistentes en el agua contaminada. Así, el agua constituye un vehículo directo o indirecto de diseminación de helmintos, aun cuando se encuentren en bajas concentraciones, dando lugar a enfermedades gastrointestinales, sobre todo cuando esta se emplea para el riego de cultivos.

Fuente: (Metcalf & Eddy, 1995)

2.1.10.2 Parasitológicos

Los mecanismos de eliminación de las bacterias y parásitos (protozoos y helmintos) comunes a la mayoría de los sistemas de tratamiento natural incluyen la, muerte, retención, sedimentación, atrapamiento, depredación, radiación, desecación y adsorción. Los virus se eliminan casi exclusivamente por adsorción y posterior muerte. Los sistemas de baja carga y de infiltración rápida, que contemplan el flujo del agua residual a través del terreno, permiten la eliminación completa de los microorganismos del agua percolada. En los suelos de textura media a fina, normalmente empleados en los sistemas de regadío, la eliminación total de los microorganismos presentes se puede conseguir con 1,5 m de transporte. En los sistemas de infiltración rápida, son necesarias mayores distancias de transporte, siendo el recorrido necesario función de la permeabilidad del suelo y de la carga hidráulica aplicada. Las restantes formas de tratamiento natural permiten reducir las concentraciones de microorganismos en varios órdenes de magnitud, pero, en general, no consiguen rendimientos de eliminación suficientes para eliminar la necesidad de desinfección en lugares en los que los efluentes deban cumplir con limitaciones relativas al número de bacterias (Metcalf & Eddy, 1995). Los organismos presentes en las aguas residuales pueden provenir de desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una enfermedad determinada. Los organismos patógenos bacterias excretados por el hombre causan por lo general enfermedades del tracto gastrointestinal, como fiebre tifoidea y paratifoidea, disentería, diarrea y cólera. En vista de que estos organismos son altamente infecciosos. Se les acusa de ser responsables de un gran número de muertes al año en zonas con escasa cobertura sanitaria. En especial en el trópico. Estudios al respecto estiman que cerca de 4500 millones de personas están o han sido infectadas por algún tipo de parásito (Crites & Tchobanoglous, 2000).

2.1.10.3 Los protozoos

Son microorganismos eucariotas cuya estructura está formada por una sola célula abierta. La mayoría de los protozoos son aerobios o facultativamente quimioheterótrofos anaerobios, aunque se conocen algunos anaerobios. Los protozoos de importancia para el ingeniero sanitario son las amebas, los flagelados y los ciliados libres y fijos. Los protozoos se alimentan de bacterias y otros microorganismos microscópicos. Tienen una importancia capital, tanto en el funcionamiento de los tratamientos biológicos como en la purificación de cursos de agua ya que son capaces de mantener el equilibrio natural entre los diferentes tipos de microorganismos. Ciertos protozoos son también patógenos (Metcalf & Eddy, 1995). Entre los agentes potencialmente infecciosos presentes en aguas residuales domésticas, los protozoarios *cryptosporidium parvum*, *Cyclospora* y *Giardia lamblia* son de gran interés debido a su impacto sobre individuos con deficiencias en su sistema inmunológico, como es el caso de niños pequeños, personas de edad avanzada, individuos con cáncer o aquellas personas víctimas del síndrome de inmunodeficiencia adquirida (sida). La infección es causada por la ingestión de agua contaminada con ooquistes y quistes. Es importante anotar que existen fuentes de origen diferente al hombre que pueden aportar a las aguas contaminadas organismos como el *cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia*.

La propagación de enfermedades causadas por protozoos patógenos ha sido importante; la epidemia y la más impactante de criptosporidiasis ocurrió en 1993 cuando 400,000 personas fueron reportadas enfermas en Milwaukee, otra epidemia de ciclosporiasis abarcó diez estados; estos protozoos pueden ocasionar síntomas como diarrea severa, dolor estomacal, náuseas y vómito que pueden extenderse por largos periodos de tiempo. Tales organismos son de interés por su presencia en las aguas residuales y porque los sistemas convencionales de desinfección, que emplean cloro y radiación UV, no proveen su efectiva inactivación o destrucción. Las formas más resistentes del *Cryptosporidium parvum* son los ooquistes y para la *Giardia lamblia* los quistes (Crites & Tchobanoglous, 2000).

“Helminto: es un nombre general, no taxonómico, utilizado para designar a los gusanos parásitos y a los de vida libre” (Universidad De La República, 2015).

2.1.10.4 Viroológicos

Más de 100 clases diferentes de virus entéricos capaces de transmitir algún tipo de infección o enfermedad son excretadas por el hombre. Virus entéricos se reproducen en el tracto intestinal de personas infectadas y son posteriormente expulsados en las heces. Desde el punto de vista de la salud humana, virus entéricos más importantes son enterovirus (polio, eco, coxsackie), virus norwalk, rotavirus, reovirus, calcivirus, adenovirus y virus de hepatitis A. Entre los virus que causan enfermedades diarreicas, se ha demostrado que los rotavirus y virus norwalk son los principales patógenos de origen hídrico. Los reovirus y los adenovirus, causantes de enfermedades respiratorias, gastroenteritis e infecciones en los ojos, se han logrado aislar a partir de muestras de agua residual. No existe evidencia alguna de transmisión por vía hídrica de virus de inmunodeficiencia humana (VIH), causante del síndrome de inmunodeficiencia adquirida (sida). (Crites & Tchobanoglous, 2000).

2.1.10.5 Pruebas de toxicidad

Las pruebas de toxicidad han sido empleados para diversos fines, que incluyen: (1) constatación de la aptitud de las condiciones ambientales para el desarrollo de las determinadas formas de vida acuática; (2) establecimiento de concentraciones aceptables de los diferentes parámetros convencionales en las aguas receptoras (oxígeno disuelto, turbiedad, pH, temperatura..); (3) estudio de la influencia de los parámetros de calidad del agua sobre la toxicidad de la misma; (4) constatación de la toxicidad de las aguas residuales para múltiples variedades de especies de peces marinos y de agua dulce; (5) establecimiento de la sensibilidad relativa de un conjunto de organismos acuáticos determinado a los efluentes y a los contaminantes habituales; (6) determinación del nivel de tratamiento de las aguas residuales necesario para alcanzar los límites establecidos por la legislación relativa al control de la contaminación de aguas; (7) determinación de la efectividad de los procesos de tratamiento de aguas residuales; (8) establecimiento de los límites autorizados de descargas de efluentes, y (9) determinación del cumplimiento de la legislación relativa a la conservación de la calidad del agua. Estos ensayos proporcionan resultados útiles para la protección de la salud pública y de la vida acuática frente al impacto causado por la descarga de contaminantes a las aguas superficiales. Los métodos más recientes para el desarrollo de ensayos biológicos requieren entre 4 y 7 días e involucran diferentes grupos de filógenos,

mientras que los ensayos anteriores requerían tiempos superiores a las tres semanas. Los ensayos se basan en especies presentes en todo el territorio nacional, especies sobre las cuales se dispone de gran cantidad de información sobre su vida y su sensibilidad a la toxicidad. La rigurosidad de los procedimientos de ensayo contempla la consideración de especies que ofrezcan un rango de sensibilidades adecuado para cada efluente. Normalmente, para eliminar la incerteza de este factor, se suelen emplear dos o tres especies de organismos para el ensayo; Las especies marinas más comunes incluyen la *Champia parvula* (alga roja), *Mysidopsis bahia* (crustáceo de la familia de los mísidos) y los *Menidia beryllina* y *Cyrinidon variegatus* (pequeños peces). En el caso de aguas dulces, las especies más empleadas son el *Pimephales promelas* (pequeño pez) y la *Ceriodaphnia dubia* (crustáceo de la familia de los dáfnidos) (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2 Tratamientos en aguas residuales

Los tratamientos convencionales en aguas residuales se dividen en pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario (Crites & Tchobanoglous, 2000), a continuación, se describe cada uno de ellos en la tabla 4.

Tabla 4. *Clasificación de procesos de tratamiento de agua residual*

Clasificación de procesos de tratamiento de agua residual	
Nivel de tratamiento	Descripción del proceso.
Preliminar	Remoción de materia flotante de gran tamaño.
Primario	Remoción de una porción de sólidos suspendidos y materia orgánica.
Primario avanzado	Remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica, generalmente adicionando químicos o por filtración.
Secundario	Remoción de materia orgánica biodegradable y de sólidos suspendidos. Procesos de desinfección son típicamente incluidos en esta definición.
Secundario con remoción de nutrientes	Remoción de materia orgánica biodegradable, sólidos suspendidos y nutrientes (nitrógeno y fósforo).
Terciario	Remoción de sólidos suspendidos residuales (después del tratamiento secundario), usando filtración granular media y de micro mallas. La desinfección es un proceso típico que forma parte del tratamiento terciario. Remoción de nutrientes se llega a incluir en esta definición.
Avanzado	Remoción de material suspendido y disuelto que permanece después de un tratamiento

normal biológico, cuando se requiere para diversas aplicaciones de reúso de agua

Fuente: (López, 2005)

Los procesos primarios más comunes en el tratamiento de aguas residuales se describen a continuación en la tabla 5:

Tabla 5. *Tratamiento preliminar para los fangos en el tratamiento de aguas*

Tratamiento preliminar	
Dilaceración del fango	La dilaceración del fango es un proceso en el que los sólidos de gran tamaño contenidos en el fango son cortados o desmenuzados en partículas más pequeñas para evitar obturaciones y la formación de madejas
Desarenado del fango	En algunas plantas de tratamiento, en las que no se dispone de desarenadores antes de los decantadores primarios, o en las que las instalaciones de desarenado no son adecuadas para el manejo de los caudales punta y las cargas punta de arena, puede ser necesario desarenar el fango antes de proceder a su tratamiento. El método más efectivo para eliminar arenas del fango consiste en la aplicación de fuerzas centrífugas
Mezclado de fangos	El fango se mezcla para conseguir que la alimentación a los subsiguientes procesos y operaciones de tratamiento sea un material uniforme. La uniformidad de la mezcla adquiere mayor importancia en el caso de sistemas de corto tiempo de detención, como puede ser el caso de la deshidratación del fango, el tratamiento térmico, o la incineración. La alimentación de un fango bien mezclado y con características uniformes favorece, en gran medida, el funcionamiento y rendimiento de las plantas

Fuente: (Metcalf & Eddy, 1995)

2.2.1.1 Cribado por medio de rejas y rejillas

La operación de cribado o desbaste se emplea para remover el material grueso, generalmente basura flotante o en suspensión, contenida en las aguas residuales crudas que pueden obstruir o dañar bombas, tuberías y equipos de las plantas de tratamiento o interferir con la buena operación de los procesos de tratamiento. El cribado puede ser grueso si se emplean rejas, medio con rejillas o fino si se usan rejillas finas (Comision nacional del agua conagua, 2016).

2.2.1.2 Sistema de flotación por aire disuelto

La flotación es un proceso para separar sólidos de baja densidad o partículas líquidas de una fase líquida. La separación se lleva a cabo introduciendo un gas (normalmente aire) en la fase

líquida, en forma de burbujas. La fase líquida se somete a un proceso de presurización para alcanzar una presión de funcionamiento que oscila entre 2 y 4 atm., en presencia del suficiente aire para conseguir la saturación en aire del agua. Luego, este líquido saturado de aire se somete a un proceso de despresurización llevándolo hasta la presión atmosférica por paso a través de una válvula reductora de presión. En esta situación, y debido a la despresurización se forman pequeñas burbujas de aire que se desprenden de la solución. Los sólidos en suspensión o las partículas líquidas (por ej.: aceites o petróleo) flotan, debido a que estas pequeñas burbujas, asociándose a los mismos, les obligan a elevarse hacia la superficie. Los sólidos en suspensión concentrados pueden separarse de la superficie por sistemas mecánicos. El líquido clarificado puede separarse cerca del fondo, y parte del mismo puede reciclarse. En el campo de los tratamientos de aguas residuales, la flotación se usa para los siguientes objetivos: 1) separación de grasas, aceites, fibras, y otros sólidos de baja densidad, de las aguas residuales; 2) espesado de los lodos procedentes de los procesos de lodos activos; 3) el espesamiento de los lodos floculados químicamente resultantes de los tratamientos de coagulación química. Los componentes básicos de un sistema de flotación son: 1) bomba de presurización; 2) sistema para inyección de aire; 3) tanque de retención (para conseguir un contacto aire-líquido); 4) válvula reductora de presión, y 5) tanque de flotación. (Ramalho, 1996).

2.2.1.3 Sedimentación

La sedimentación consiste en la separación, por la acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua. Es una de las operaciones unitarias más utilizadas en el tratamiento de las aguas residuales. Los términos sedimentación y decantación se utilizan indistintamente. La sedimentación se emplea para la eliminación de arenas, de la materia en suspensión en flóculo biológico en los decantadores secundarios en los procesos de fango activado, tanques de decantación primaria, de los flóculos químicos cuando se emplea la coagulación química, y para la concentración de sólidos en los espesadores de fango. En la mayoría de los casos, el objetivo principal es la obtención de un efluente clarificado, pero también es necesario producir un fango cuya concentración de sólidos permita su fácil tratamiento y manejo (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2.1.4 Reoxigenación

La reoxigenación se da en contenedores de aireación. Las aguas residuales crudas mezcladas con el lodo activado retornado del tanque sedimentador final es aireado hasta obtener 2 mg/L de oxígeno disuelto o más. En este proceso, una parte de materia orgánica contenida en los desagües es mineralizada y gasificada y la otra parte es asimilada como nuevas bacterias (Aguas Residuales, 2008).

2.2.2 Tratamiento secundario

Como se menciona en la tabla 4 el tratamiento secundario abarca la remoción de materia biodegradable por procesos biológicos.

2.2.2.1 Procesos biológicos

Existen cinco grupos principales: procesos aerobios, procesos anaerobios, procesos anóxicos, procesos aerobios, anaerobios y anóxicos combinados, y los procesos de lagunaje. Los procesos individuales se pueden dividir, a su vez, dependiendo de si el tratamiento se lleva a cabo en sistemas de cultivo en suspensión, en sistemas de cultivo fijo, o en sistemas resultantes de la combinación de ambos. Se debe hacer constar que todos los procesos biológicos que se emplean en el tratamiento del agua residual, estos tienen su origen en fenómenos y procesos que se producen en la naturaleza. La descomposición de los residuos se puede acelerar mediante el control del medio ambiente y el entorno de los microorganismos. El proceso de tratamiento biológico consiste en el control del medio ambiente de los microorganismos, de modo que se consigan condiciones de crecimiento óptimas (Metcalf & Eddy, 1995).

En esta sección se profundiza en los procesos biológicos que se utilizaron en el desarrollo experimental.

2.2.2.1.1 Digestión anaerobia

La digestión anaerobia conforma parte de los tratamientos biológicos. Es un proceso en el cual, parte de la materia orgánica contenida en el agua residual es convertida o degradada en gas, principalmente metano y dióxido de carbono, mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de aceptores de electrones de carácter inorgánico (O_2 , NO_3^- , SO_4^-) (Martí, 2006).

2.2.2.1.2 La fermentación

La fermentación conduce a la degradación de compuestos orgánicos biodegradables complejos en un proceso de cuatro etapas, las macromoléculas de proteínas grandes, las grasas y los polímeros de carbohidratos (como la celulosa y el almidón) se degradan por hidrólisis en aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y azúcares.

- A. Estos productos son luego fermentados durante la acidogénesis para formar grasa volátil, ácidos, principalmente ácido láctico, propiónico, butírico y valérico (o ácido pentanoico).
- B. En la acetogénesis, las bacterias consumen estos productos de fermentación y generan ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno.
- C. Los organismos metanogénicos consumen acetato, hidrógeno y parte del carbono dióxido para producir metano. Tres rutas bioquímicas son utilizadas por metanógenos, para lograr esto: (a) ruta acetotrófica ($4\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow 4\text{CO}_2 + 4\text{CH}_4$); (b) la ruta hidrotrófica ($\text{CO}_2 + 4\text{H} \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$), y (c) la ruta metilotrófica ($4\text{CH}_3\text{OH} + 6\text{H}_2 \rightarrow 3\text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$). Los sustratos metilados distintos del metanol también se pueden convertir. La ruta acetotrófica es la principal, por lo tanto, los cálculos de rendimiento teórico a menudo se hacen usando esta vía. Teóricamente, el biogás debe contener volúmenes iguales (50-50) de metano y dióxido de carbono. Sin embargo, la acetogénesis típicamente produce algo de hidrógeno, y por cada cuatro moles de hidrógeno consumidos por metanógenos hidrogenotróficos, 1 mol de dióxido de carbono se convierte en metano. Las grasas y las proteínas pueden producir grandes cantidades de hidrógeno, lo que conduce a un mayor contenido típico de metano para estos sustratos. En ciertas condiciones, estas moléculas también pueden convertirse en productos distintos de metano. Por lo tanto, el rendimiento total de biogás y el contenido de metano varía para diferentes sustratos, consorcios biológicos y condiciones del digester. El contenido de metano de bigas puede variar desde (por volumen) pero la mayoría de las veces está en un rango de 55-65% (Paredes, 2018).

La Figura 1 muestra una visión general de las principales rutas metabólicas para el proceso de descomposición de la biomasa. El modelo incluye seis procesos de descomposición celular para los grupos microbianos que catalizan los procesos de bioconversión. El propionato se toma como compuesto de referencia para intermedios. Además, el equilibrio químico para la disociación de bicarbonato, amonio y ácidos acético y propiónico se tiene en cuenta al evaluar la evolución del

pH; en el modelo se asume que todas las rutas metabólicas están influenciadas por el pH (C. Tomei, M. Braguglia, Cento, & Mininni, 2009).

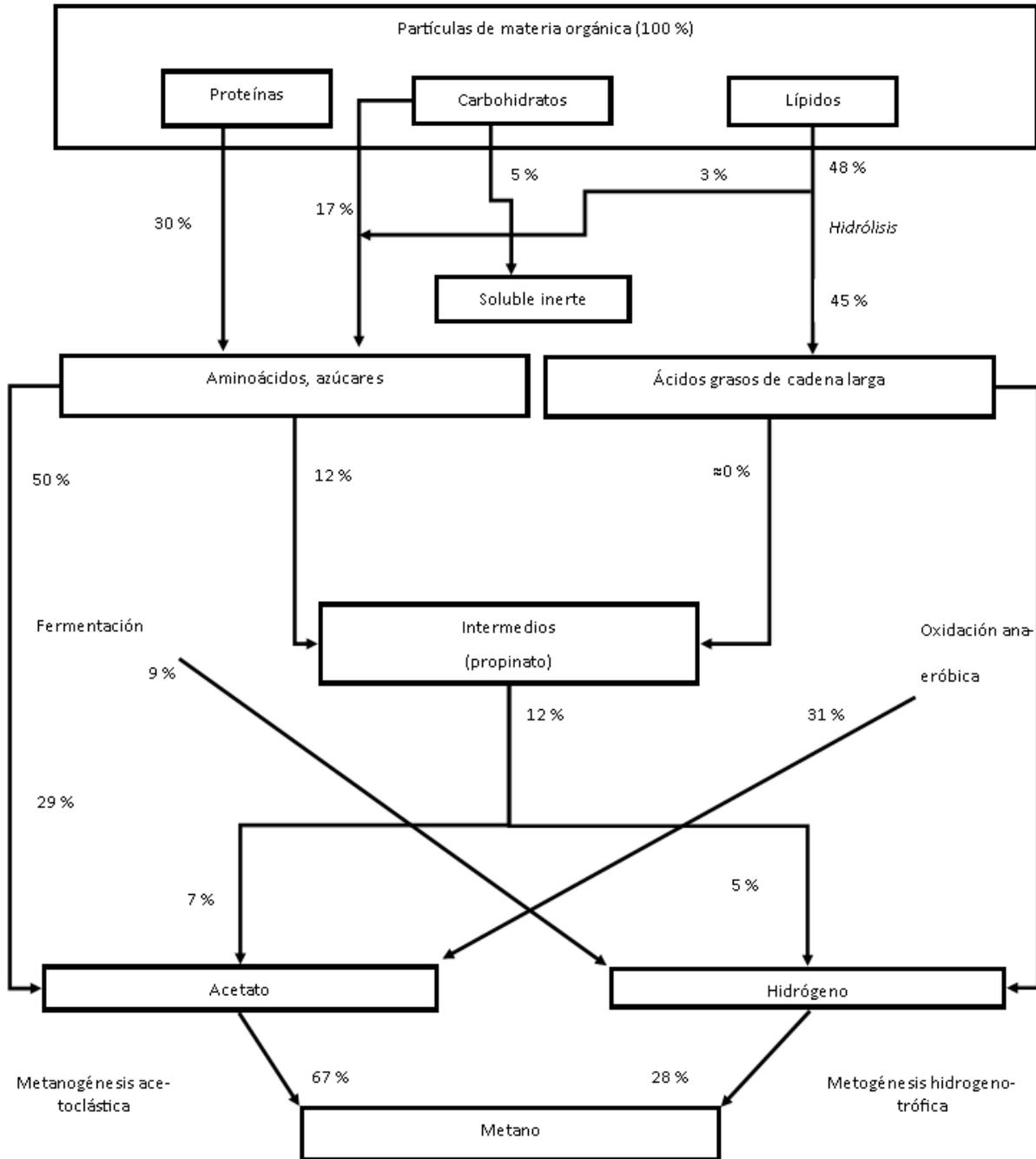


Figura 1. Representación esquemática de Siegrist *et al.* (2002) modelo. Las unidades porcentuales se refieren al sustrato expresado como DQO
Fuente: (C. Tomei *et al.*, 2009)

El proceso de digestión anaeróbica se lleva a cabo en un reactor completamente cerrado. Los fangos se introducen en el reactor de forma continua o intermitente, y permanecen en su interior durante periodos de tiempo variables. El fango estabilizado, que se extrae del proceso continua o intermitentemente, tiene un bajo contenido en materia orgánica y patógena, y no es putrescible. Los dos tipos de digestores anaerobios más empleados son los de alta y baja carga (Ros, 2011).

En el proceso de digestión de baja carga no se suele calentar ni mezclar el contenido del digestor y los tiempos de detención oscilan entre 30 y 60 días. En los procesos de digestión de alta carga el contenido del digestor se calienta y mezcla completamente, el tiempo de detención necesario suele ser de 15 días o menos. La combinación de estos dos procesos se suele conocer con el nombre de proceso de doble etapa. La función básica de la segunda etapa consiste en separar los sólidos digeridos del líquido sobrenadante, aunque puede tener lugar una digestión adicional y una cierta producción de gases (Ros, 2011).

De tal manera, la producción de fangos biológicos en reactores anaeróbicos tiene una tasa de producción de biomasa de 0.08-0.15 kg SSV kg DQO⁻¹, mientras que cerca del 90 % de la materia orgánica es reducida a dióxido de carbono y metano; en los reactores aerobios, la biomasa tiene una tasa de 0.7 kg SSV kg DQO⁻¹.

Por consiguiente, se presenta la descripción general de los procesos de degradación anaeróbica: La conversión biológica de la materia orgánica parece que se produce en tres etapas (Metcalf y Eddy 1996 como se citó en Universidad de las Américas Puebla, 2007).

- A. **Hidrólisis.** Es el primer paso de la mayoría de los procesos de fermentación, en el cual los compuestos de alto peso molecular se transforman, por vía enzimática, a compuestos disueltos de bajo peso molecular.
- B. **Acidogénesis** (también llamada Fermentación). Esta etapa implica la descomposición de los compuestos orgánicos por bacterias anaerobias facultativas y anaerobias estrictas a ácidos orgánicos de cadenas corta, alcoholes, H₂ y CO₂.
- C. **Metanogénesis.** El tercer paso de la digestión anaerobia supone la conversión de los compuestos intermedios (ácido acético, H₂ y CO₂) en productos finales más sencillos, básicamente metano y CO₂, por bacterias metanogénicas estrictamente anaerobias.

2.2.2.1.3 *Microbiología del proceso*

La mayoría de los microorganismos oxidan determinados compuestos orgánicos con el propósito de obtener energía para su crecimiento y emplean compuestos carbonados específicos

para sintetizar sus componentes celulares. Los productos finales de un grupo de microorganismos sirven de alimento para el siguiente grupo, por lo que existe un delicado balance a lo largo del proceso, el cual es importante mantener para un correcto desarrollo de la reacción (Metcalf & Eddy, 1995 como se citó en Maldonado González, 2007).

2.2.2.1.4 El crecimiento de las bacterias

Por lo general, el proceso de vida de las bacterias tiene la forma de una curva, esta se puede dividir en cuatro fases representativas: fase de retardo, crecimiento exponencial, fase estacionaria y la fase de muerte; la curva de crecimiento de las bacterias se expone en la siguiente figura 2:

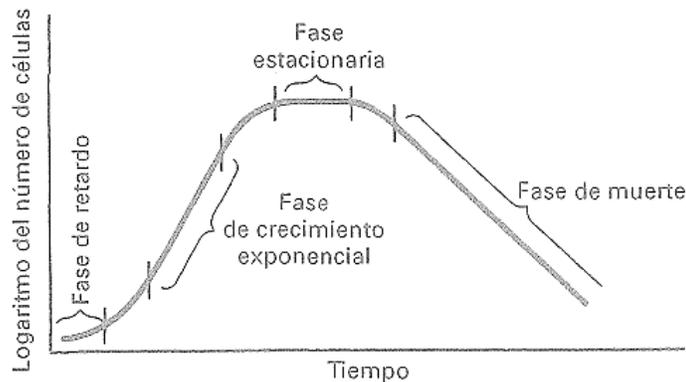


Figura 2. Curva de crecimiento típico en términos de número de bacterias
Fuente: (Guillén, 2012)

- A. **Fase de retardo.** Tras la adición de un inóculo a un medio de cultivo, la fase de retardo representa el tiempo necesario para que los organismos se aclimaten a las nuevas condiciones ambientales y comiencen a dividirse.
- B. **Fase de crecimiento exponencial.** Durante esta fase, la célula se divide a una velocidad determinada por su tiempo de generación y su capacidad de procesar alimento (tasa constante de crecimiento porcentual).
- C. **Fase estacionaria.** En esta fase, la población permanece constante. Las razones que se apuntan para la explicación de este fenómeno son las siguientes: (a) las células han agotado el substrato o los nutrientes necesarios para el crecimiento, y (b) la generación de células nuevas se compensa con la muerte de células viejas.

D. Fase de muerte exponencial. Durante esta fase, la tasa de mortalidad de bacterias excede la de generación de células nuevas. La tasa de mortalidad suele ser función de la población viable y de las características ambientales (Guillén, 2012).

En algunos casos, la fase de muerte exponencial se corresponde con la inversa de la fase de crecimiento exponencial, este comportamiento hace referencia a una sola población de bacterias. La curva para grupos de bacterias dentro de reactores anaeróbicos está en función del tiempo y por las condiciones del sistema (sustrato, nutrientes, temperatura, agitación, pH, tiempo de residencia de los lodos, entre otras).

Así pues, en el tratamiento de aguas residuales se busca prolongar la fase estacionaria de la población de bacterias que forman parte del proceso de digestión de lodos (estas poblaciones conviven simbióticamente en la producción de metano) en la situación de la forma (b) mencionada; para esto se suministra de manera periódica y contralada el sustrato y se retiran continuamente las bacterias muertas y/o viejas, evitando pérdidas de tiempo en el crecimiento de una nueva población de bacterias entre cargas dentro del reactor.

Las bacterias fermentativas están involucradas en la hidrólisis y en la transformación de sustratos complejos en productos simples como CO₂, H₂ y ácidos carboxílicos, Esto ocurre por medio de dos caminos catabólicos principales. Los productos del primer camino pueden ser utilizados directamente por el tercer grupo de bacterias para producir metano. Las bacterias fermentativas usan la materia orgánica soluble como fuente de energía y dejan como productos intermediarios hidrógeno y ácidos orgánicos, llamados ácidos volátiles o ácidos grasos. Los principales ácidos grasos son (Metcalf & Eddy, 1995 como se citó en Maldonado González, 2007):

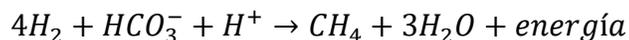
- Ácidos orgánicos volátiles: Ácido acético, Ácido propiónico, Ácido n—butírico, Ácido isobutírico
- Ácidos no volátiles: Ácido láctico, Ácido pirúvico, Ácido succínico

El segundo grupo de bacterias llamadas acetogénicas utiliza las cadenas de ácidos grasos (por ejemplo, propionato y butirato), las cuales son producidas en la etapa fermentativa. Las bacterias acetogénicas oxidan parcialmente los ácidos grasos, produciendo cantidades adicionales de ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Estos productos pueden ser utilizados por las bacterias metanogénicas para producir metano. Parece ser que las bacterias acetogénicas son fuertemente dependientes de las bacterias metanogénicas para eliminar hidrógeno tan rápido como se produce, de otro modo, la presión parcial del hidrógeno aumenta e inhibe la conversión del sustrato. Las

bacterias metanogénicas (anaerobias estrictas) producen metano por medio de dos rutas principales. Cerca del 70 % del metano producido en la digestión de lodos, por ejemplo, es formado por el rompimiento del acetato y forma metano, a través de una reacción acetoclástica (Metcalf & Eddy, 1995 como se citó en Maldonado González, 2007):



La mayoría de la producción de metano restante se logra por bacterias que oxidan el hidrógeno y reducen el bicarbonato (HCO_3^-). La reacción es la siguiente:



Esta segunda ruta es crítica para el proceso de digestión, puesto que es responsable de la eliminación de hidrógeno y del mantenimiento de una presión parcial de hidrógeno baja necesaria para la producción de acetato. Si dicha presión parcial aumenta sobre el nivel mínimo, por ejemplo 0.0001 atm, entonces las bacterias fermentativas cambiarán a la producción de ácidos con excepción de acetato, y la conversión de estos ácidos a acetato por bacterias acetogénicas inicialmente cesará (Metcalf & Eddy, 1995 como se citó en Maldonado González, 2007).

Puesto que la ruta primaria para la producción de metano es por ruptura de acetato, resultará en una disminución en la producción de biogás. Es importante mencionar que las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas, por lo que la presencia de oxígeno molecular es tóxica para estos organismos, e incluso la presencia de fuentes inorgánicas de oxígeno, por ejemplo, nitratos, pueden inhibir su crecimiento. Por lo tanto, una operación adecuada del digestor requiere que el oxígeno sea excluido de reactor. Esto es importante desde el punto de vista de seguridad, ya que la introducción de aire puede resultar en una mezcla gaseosa explosiva (Metcalf & Eddy, 1995).

Debido a que las bacterias metanogénicas son frágiles y de crecimiento lento, es importante mantener óptimas las condiciones ambientales, como son temperatura, pH, así como reconocer y corregir condiciones inestables. La tabla 4 enumera las bacterias involucradas en el proceso de digestión anaerobia (Metcalf & Eddy, 1995 como se citó en Maldonado González):

Tabla 6. *Bacterias involucradas en el proceso*

Etapa	Genero/especie	Población mesófila en lodos residuales
Hidrolíticas Acetogénicas	<i>Butyvirbio Clostridium,</i> <i>Ruminococcus, Acetovibrio</i> <i>Eubacterium, Peptococcus</i> <i>Lactobacillus, Streptococcus</i> <i>Acetobacterium</i>	10 ⁸ -10 ⁹ por mL
Acetogénicas Homoacetogénicas	<i>Acetogenium</i> <i>Eubacterium, Pelobacter</i> <i>Clostridium, etc.</i>	≈10 ⁵ por mL
Reductores de protones estrictos	<i>Metanobacillus omelionskii</i> <i>Syntrophobacter wolini</i> <i>Syntrophomonas wolfe</i> <i>Syntrophus buswelii, etc.</i>	
Metanogénicas	<i>Methanobacterium</i> <i>Methanobrevibacter</i> <i>Methanococcus</i> <i>Methanomicrobium</i> <i>Methanogenium</i> <i>Methanospirillum hungatei</i>	≈10 ⁸ por mL

Fuente: (Morales, 2005)

2.2.2.2 *Estanques de estabilización*

El proceso de contacto-estabilización es otra modificación del de lodos activos. El agua residual afluyente se mezcla con lodo estabilizado y esta mezcla se somete a aireación en el tanque de contacto inicial para el cual el tiempo de retención es solamente de 20 a 40 min. Durante el contacto inicial se separa una fracción apreciable de demanda biológica de oxígeno, en suspensión y disuelta, mediante bio-absorción después de estar en contacto con el lodo activo suficientemente aireado. El efluente mezcla procedente del tanque de contacto inicial fluye al clarificador. Se separa el efluente clarificado y la descarga del clarificador se lleva a un tanque de estabilización en donde es aireada durante un período de 1,5 a 5 h. Durante este período de estabilización los productos orgánicos adsorbidos se rompen mediante degradación aerobia. El lodo estabilizado que abandona el tanque de estabilización lo hace en condiciones de «inanición» y dispuesto por lo tanto a adsorber residuos orgánicos. (Ramalho, 1996).

2.2.2.2.1 *Sistemas de estanques*

El efluente de estanques facultativos conectados en serie presenta una concentración de algas mucho menor que los sistemas conectados en paralelo, con el consiguiente descenso en el color y

en la turbiedad. Se han realizado proyectos que incluyen muchas unidades conectadas en serie para conseguir un tratamiento completo o la ausencia de efluente, por la evaporación del agua residual a la atmósfera, o por percolación en el terreno. Las unidades en paralelo permiten una mejor distribución de los sólidos sedimentados (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2.2.3 *Procesos aerobios*

La digestión aeróbica consiste en procesos realizados por diversos grupos de microorganismos, principalmente bacterias y protozoos que, en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica disuelta, transformándola en productos finales inocuos y materia celular. Al comienzo, el proceso de digestión aeróbica tuvo escasa aceptación, debido a que se desconocían sus principios fundamentales, además de que encarecían los costos del tratamiento por la cantidad adicional de energía necesaria para el suministro de aire al proceso. En contraste, los procesos de digestión anaeróbica permiten utilizar el metano generado como fuente de energía. La principal ventaja del proceso aeróbico es la simplificación en las operaciones de disposición de los lodos comparada con la relativa complejidad operativa del proceso de digestión anaeróbica. La digestión aeróbica es un proceso mediante el cual los lodos son sometidos a una aireación prolongada en un tanque separado y descubierto. El proceso involucra la oxidación directa de la materia orgánica biodegradable y la autooxidación de la materia celular. A medida que progresa la oxidación de la materia orgánica disponible, la tasa de crecimiento bacteriano empieza a disminuir. Las fuentes de carbono orgánico disponibles se hacen limitantes, y por consiguiente, también se presenta una disminución en la tasa de consumo de oxígeno. Cuando la cantidad de materia orgánica disponible es apenas suficiente para garantizar la subsistencia de las distintas especies de microorganismos, éstos comienzan a autooxidarse mediante su metabolismo endógeno. (Ministerio de energía de Chile, 2011).

2.2.2.4 *Coagulación-floculación*

En los casos en los que se trata conjuntamente aguas residuales domésticas e industriales, puede ser necesario añadir reactivos a la decantación primaria, especialmente si las operaciones de pretratamiento se muestran ineficaces. En los casos en los que se incorpore la precipitación química, puede no ser viable la estabilización del fango por digestión anaerobia debido a la toxicidad de los metales pesados precipitados. Una de las desventajas de la es el incremento neto

en el contenido de sólidos disueltos del agua residual a tratar. Otra desventaja es el gran volumen de fango a tratar que, además, puede contener compuestos tóxicos que dificulten su tratamiento y evacuación (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2.3 Tratamiento terciario/avanzado

“El tratamiento terciario tiene como objetivo fundamental la eliminación de contaminantes que no se eliminan con los tratamientos biológicos convencionales.” (Ramalho, 1996)

En este tratamiento se contemplan los siguientes:

2.2.3.1 Filtración

Las partículas de mayor tamaño son retenidas dentro del medio filtrante mediante la filtración, la retención se presenta mediante mecanismos mecánicos y de contacto aleatorio; cuando el filtro madura la película bacteriana cubrirá todo el medio filtrante.

Cuando el líquido fluye formando una película delgada, la oxidación de la materia orgánica carbonácea ocurre en la parte superior del lecho del filtro. Simultáneamente, el amonio se convierte en nitrato (nitrificación) y, en las pequeñas zonas anóxicas del filtro, los nitratos se convertirán en nitrógeno gaseoso (denitrificación). Se ha demostrado que la denitrificación biológica ocurre bajo condiciones anóxicas y para ciertas bacterias, bajo condiciones aeróbicas. Los organismos responsables de la denitrificación utilizan, como fuente de energía, el carbono presente en la materia orgánica absorbida. Para mantener la eficiencia del filtro, los microorganismos deben permanecer en la tasa de crecimiento endógeno. Si la carga orgánica aplicada al filtro es muy grande, la tasa de crecimiento bacteriana aumentará y se presentará una acumulación de película bacteriana dentro del filtro provocando, en últimas, que el sistema falle. El flujo en forma de una delgada película es de vital importancia en caso de requerir la eliminación de virus, ya que se ha demostrado que la formación de una película bacteriana densa sobre el medio filtrante, como resultado del incremento en el número de dosis por día, tiene un efecto significativo sobre la eliminación de virus. (Crites & Tchobanoglous, 2000).

2.2.3.2 Remoción de N y P

La remoción de nitrógeno es un aspecto importante en la mayoría de sistemas locales de disposición; los procesos de remoción de nitrógeno en sistemas locales incluyen la utilización de

filtros de arena intermitentes y filtros de medio granular con recirculación, tanques sépticos con reactores de película bacterial adherida (tanques sépticos con filtros percoladores internos), el sistema RUCK y el intercambio iónico; El tanques sépticos con reactores de película bacterial adherida involucra un pequeño filtro percolador ubicado sobre el tanque séptico, una fracción del efluente se bombea al tanque séptico donde se produce la nitrificación a medida que el líquido pasa a través y sobre el medio plástico; el sistema RUCK es un sistema patentado que resulta de una variación del sistema que emplea filtros de arena intermitentes el cual involucra la separación de aguas grises de las aguas negras, el objetivo del proceso es una remoción significativa del nitrógeno (80%). En muy pocos casos se exige la remoción de fósforo en los sistemas locales de disposición; sin embargo, cuando se requiere hacerlo, la capa de suelo es el sitio más ventajoso desde el punto de vista económico para remover y retener fósforo. Los intentos por remover fósforo utilizando lechos de turba no han sido satisfactorios, a menos que el lecho cuente con hierro o caliza, o se le adicione. En Maryland, la mezcla de limaduras de hierro con e/ lecho de turba constituyó una práctica exitosa en la remoción de fósforo. (Crites & Tchobanoglous, 2000).

2.2.3.3 Remoción de detergentes

Antes de 1965, los agentes tensoactivos presentes en detergentes sintéticos (ABS, sulfatos de alquilbenceno), eran fuente de muchos problemas debido a su resistencia a la descomposición por medios biológicos. Tras la entrada en vigor de la legislación de 1965, los ABS fueron sustituidos por sulfatos de alquilo lineales (LAS), que son sustancias biodegradables (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2.4 Desinfección cloración y ozonificación

La cloración es un proceso muy usado en el tratamiento de aguas residuales industriales y urbanas. Algunos efluentes industriales que normalmente se cloran antes de su descarga a las aguas receptoras son los procedentes de las plantas de azúcar de caña, de azúcar de remolacha, de centrales lecheras, de las fábricas de pasta y papel, de las plantas textiles, de las de curtido, de las petroquímicas, de las farmacéuticas, y de las de acabado superficial de los metales (cromado, electrodeposición, etc.). Fundamentalmente el cloro es un desinfectante debido a su fuerte capacidad de oxidación, por lo que destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas; Las sustancias que producen olor y color presentes en las aguas residuales se oxidan mediante el cloro. La capacidad oxidante del cloro se emplea para el control del olor y la eliminación del color en

muchos tratamientos industriales (azúcar de caña, industrias de conservas, centrales lecheras, pasta y papel, textiles, etc.); Cuando se añade al agua, bien como gas o bien como solución, el cloro reacciona para formar ácido hipocloroso (HOCl), como el HOCl es un ácido débil, una parte importante del cloro residual está formada por HOCl sin disociar. En presencia de amoníaco, el ácido hipocloroso reacciona para formar monocloramina, dicloramina y tricloruro de nitrógeno.

Estos compuestos son responsables de olores y sabores desagradables en el agua. Asimismo, la capacidad desinfectante de estos compuestos es menor que la del cloro. El cloro se emplea para oxidar los cianuros a productos inocuos. Esto se lleva a cabo en un medio alcalino con valores de pH superiores a 8,5. (Ramalho, 1996).

La oxidación química con ozono es un método efectivo para tratar las aguas residuales, el ozono reacciona fácilmente con los productos orgánicos no saturados presentes en las aguas residuales. La tendencia a la formación de espuma de las aguas residuales se reduce después del tratamiento con ozono. El ozono presente en el efluente se convierte rápidamente a oxígeno una vez que ha servido a sus fines. Este oxígeno es beneficioso para las corrientes receptoras y ayuda a mantener la vida acuática. Por el contrario, el cloro (que es el agente más ampliamente usado para eliminar las bacterias) permanece en el efluente y se convierte en contaminante. (Ramalho, 1996).

2.2.4.1 Agentes químicos

Los agentes químicos utilizados para la desinfección incluyen: (1) el cloro y sus compuestos; (2) el bromo; (3) el yodo; (4) el ozono; (5) el fenol y los compuestos fenólicos; (6) los alcoholes; (7) los metales pesados y compuestos afines; (8) los colorantes; (9) los detergentes; (10) los compuestos amoniacaes cuaternarios; (II) el agua oxigenada, y (12) ácidos y álcalis diversos. El agua muy ácida o muy alcalina también se ha empleado para la destrucción de bacterias patógenas, ya que el agua con pH inferior a 3 o superior a 11 es relativamente tóxica para la mayoría de las bacterias (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2.4.2 Agentes físicos

Los desinfectantes físicos que se pueden emplear son la luz y el calor. El agua caliente a la temperatura de ebullición, por ejemplo, destruye las principales bacterias causantes de enfermedades y no formadoras de esporas. El calor se suele emplear con frecuencia en las industrias lácticas y de bebidas, pero su aplicación al agua residual no es factible debido al alto

coste que supondría. Sin embargo, la pasteurización del fango es una práctica habitual en toda Europa. La luz solar también es un buen desinfectante, especialmente la radiación ultravioleta. En la esterilización de pequeñas cantidades de agua, el empleo de lámparas especiales. Ha resultado exitoso. La eficacia de este proceso depende de la penetración de los rayos en el agua. La geometría de contacto entre la fuente emisora de luz ultravioleta y el agua es de gran importancia debido a que la materia en suspensión, las moléculas orgánicas disueltas y la propia agua, además de los microorganismos, absorberán la radiación (Metcalf & Eddy, 1995).

2.2.5 Características del flujo de agua (influyente de la tratadora de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, PTAR)

Las mediciones que se muestran a continuación corresponden al influyente de la planta en el periodo de julio-septiembre (aunque el arranque del prototipo empezó a principios de mayo y terminó a mediados de octubre del 2017), solo se tomaron en cuenta las características del flujo de entrada cuando el reactor anaerobio estaba estabilizado y funcionando, pues el arranque de un reactor anaeróbico tiene un arranque lento cuando no se tiene un inóculo inicial (Ministerio de energía de Chile, 2011); por otro lado, se le realizaron ajustes necesarios dentro y fuera del reactor para mejores resultados). Estos datos se facilitaron del registro de su laboratorio externo certificado. Los valores proporcionados por la PTAR casas del río para el pH y el caudal se muestran en las figuras 3 y 4 el valor del pH se encuentra mayormente en el intervalo 6.4- 7.8 con un promedio de 7.18 en la escala de pH, también la mayoría de mediciones se encuentran en valores de pH 7 – 8, lo que puede ser un indicador de la actividad acidogénica en el influyente y el tiempo que debería retenerse en el homogeneizador del prototipo; en la figura 4 los valores del caudal del influyente muestran valores superiores a los 350 l/s hasta los 550 l/s los valores del caudal se deben tomar en consideración para la concentración de la materia orgánica dentro del caudal.

La figura 5 muestra los valores de la conductividad observada el valor de esta tabla se tomó como referencia durante el experimento para monitorear la cantidad de iones en solución en las diferentes etapas del proceso propuesto. Los valores de la temperatura mostrados en la figura 6 muestran valores para la existencia de bacterias mesófilas en el influyente de la PTAR para el desarrollo del experimento se incubaron muestras de lodo del influyente en condiciones anaerobias para la obtención de una biomasa inicial.

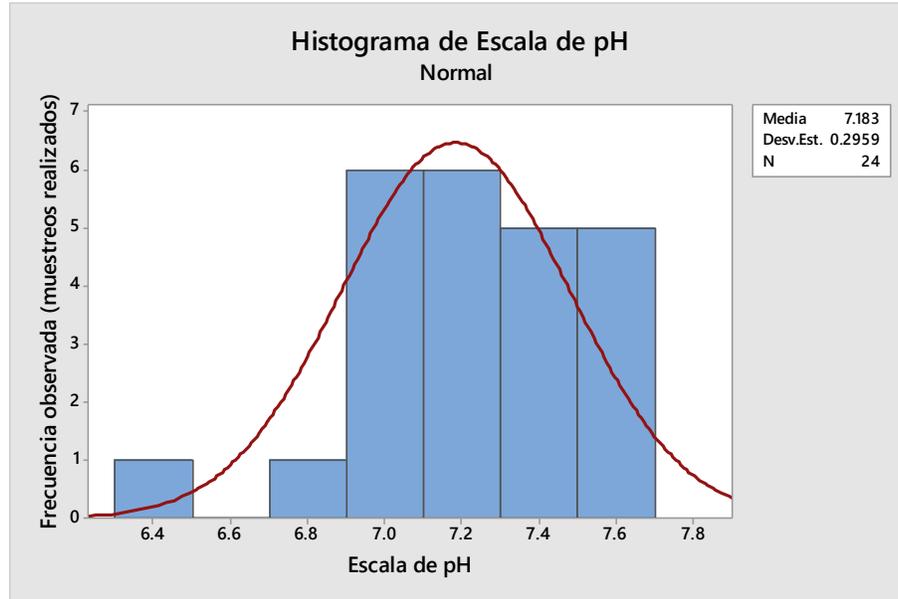


Figura 3. Histograma de pH (variación del valor de pH observado en el intervalo de estudio, creada a partir de los datos del laboratorio certificado)
Fuente: PTAR casas del río

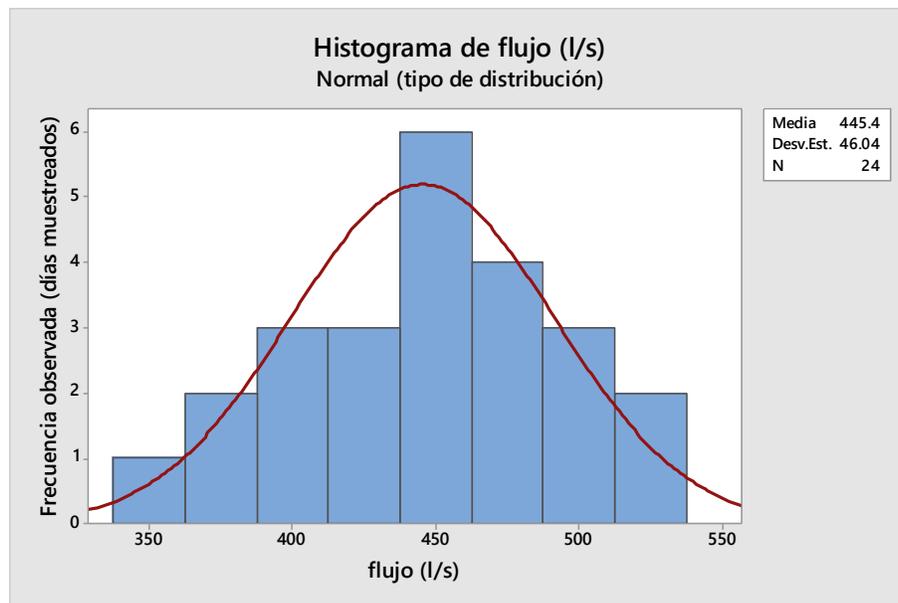


Figura 4. Valores observados del flujo (creada a partir de los datos del laboratorio certificado).
Fuente: PTAR casas del río

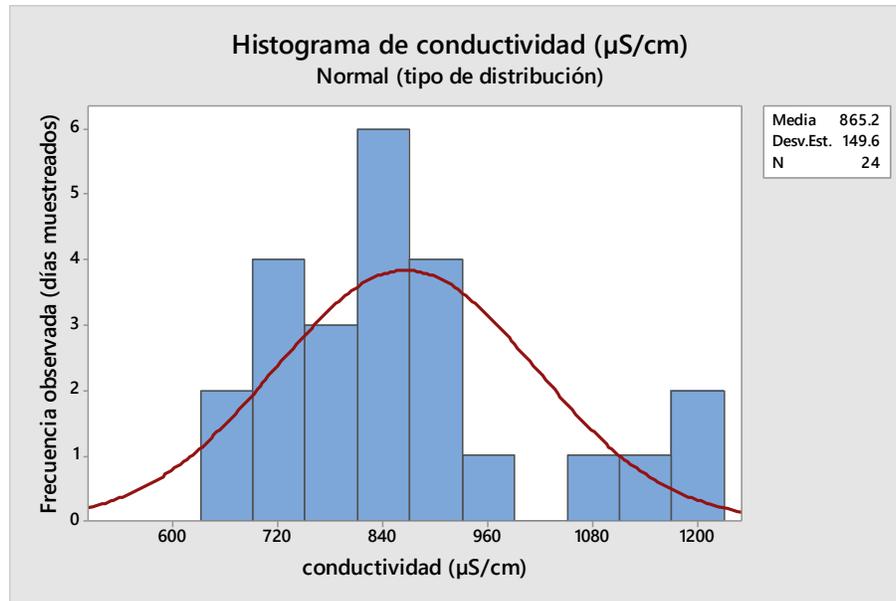


Figura 5. Valores observados en el período de estudio (creada a partir de los datos del laboratorio certificado).

Fuente: PTAR casas del rio

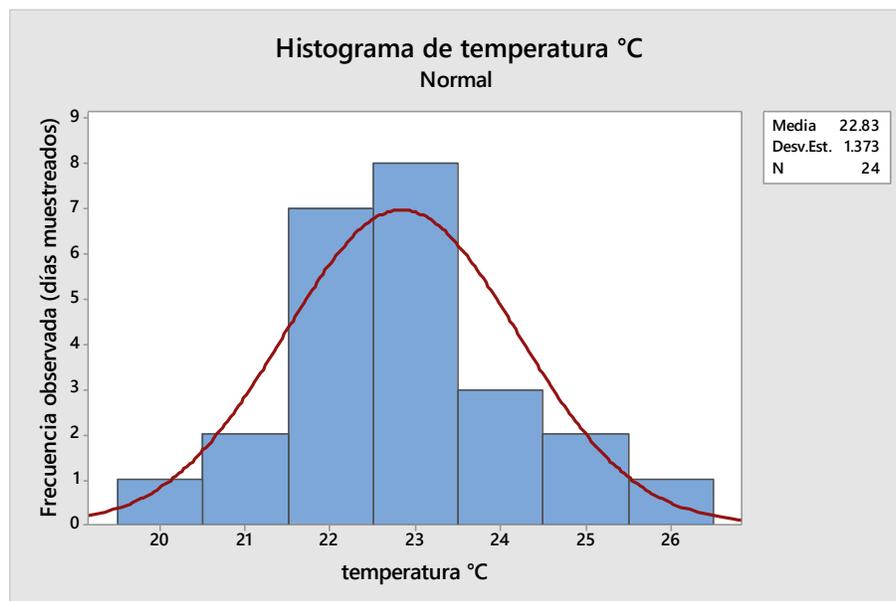


Figura 6. Valores de la temperatura observados en el período de estudio (creada a partir de los datos del laboratorio certificado)

Fuente: PTAR casas del rio

2.3 Tipos de reactores anaeróbicos

Como el crecimiento de los microorganismos involucrados en la producción de metano es muy lento, la retención de la biomasa en el reactor es uno de los factores más importantes para su

funcionamiento. El desarrollo y mantenimiento de una alta concentración de biomasa es elemento fundamental para el diseño y operación de estos reactores. Afortunadamente, muchas de las bacterias involucradas en el proceso tienen la capacidad de adherirse unas a otras formando 'flocs', o adherirse a superficies, lo que facilita su retención en el reactor. Es así como la utilización de esta característica ha permitido el desarrollo de procesos estables y eficientes. En la actualidad, una serie de reactores avanzados (Batero & Cruz, 2007) como se muestran en la figura 7, los reactores b,c y d de la figura 7 pueden facilitar la retención de biomasa dentro del reactor ya que contienen un mayor área de contacto dentro del reactor a la cual la biomasa puede adherirse el modelo a incorpora la recirculación y agitación por en éste modelo la recirculación favorece la conservación de la biomasa dentro del reactor, el modelo utiliza la gravedad de la biomasa para su funcionamiento, en donde los lodos se depositan por gravedad en el fondo del reactor

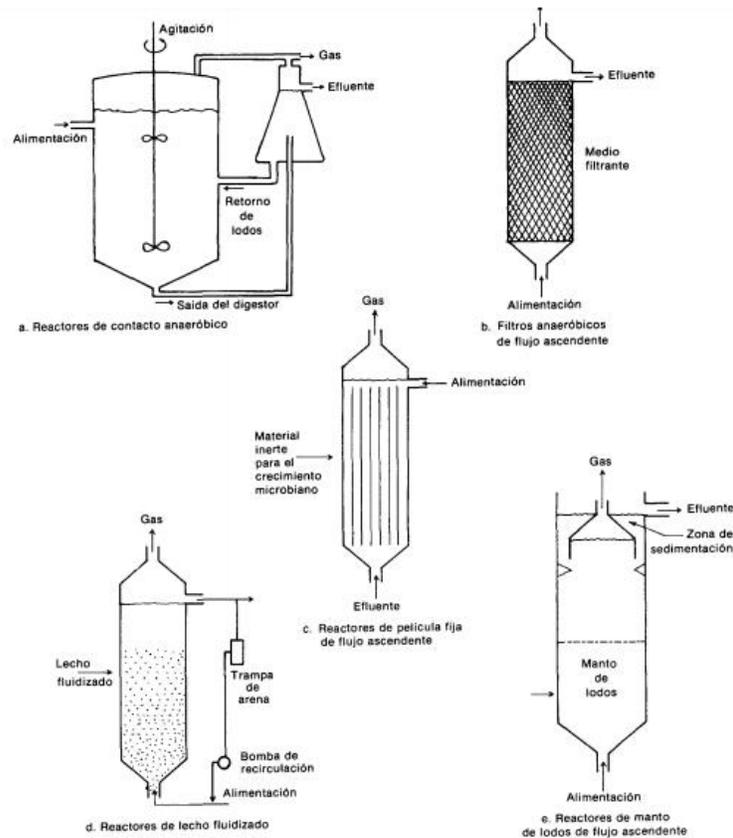


Figura 7. Diferentes tipos de reactores
Fuente: (Batero & Cruz, 2007)

2.3.1.1 Reactores de contacto anaeróbico

Las primeras generaciones de reactores anaeróbicos fueron utilizadas para tratar lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas. Estos consistían en tanques agitados de alimentación continua sin recirculación, donde la biomasa era mantenida en suspensión, y la relación θ_S/θ (relación entre el tiempo de retención celular y el tiempo de retención hidráulica) era igual a la unidad. En 1950, los resultados de un trabajo realizado por Stander permitieron establecer que el mantenimiento de una gran población en el reactor es un factor determinante de la eficiencia del proceso. Esto dio lugar al desarrollo de un nuevo tipo de reactor, donde el patrón de flujo es igual al utilizado en los procesos de lodos activados, y es denominado reactor de contacto anaeróbico (figura 7a). La recirculación permite el incremento de la relación entre el tiempo de retención celular y el tiempo de retención hidráulica (θ_S/θ). El sistema (Figura 7 inciso a) está constituido por un tanque agitado donde una activa población de bacterias floculantes degradan el material orgánico o dióxido de carbono y metano. El efluente se pasa a través de un sedimentador, donde las bacterias floculantes sedimentan y luego se recirculan al tanque de reacción. Este tipo de planta puede tratar eficientemente residuos con concentraciones entre 2000 – 20000 mgL⁻¹ de DQO a altas cargas hidráulicas. La principal dificultad de este proceso está relacionada con las pobres características de sedimentación de la biomasa anaeróbica, ya que las bacterias metanogénicas continúan la producción de gas, lo que hace que las burbujas de gas se adhieran a los 'flocs' de bacterias evitando su sedimentación. El sistema Anamet, una aplicación de este proceso, se ha utilizado exitosamente en el tratamiento de industrias de refinación de azúcar y en industrias alimenticias. El sistema combina una etapa anaeróbica con una aeróbica, y fue utilizado por primera vez en Suecia en 1972. El reactor de mezcla completa con una capacidad de 20000 m³, está seguido de una unidad de sedimentación de placas. La reducción de DQO encontrada para la etapa anaeróbica es de 90% a una tasa de alimentación de 2-5 kg de DQO m³d⁻¹ y una producción de gas de 3251 por kg de DQO degradada (Díaz, 1987).

Los contactores biológicos rotativos, comúnmente conocidos como biodiscos, se instalaron por vez primera en Alemania en 1960, y más tarde se introdujeron en los Estados Unidos. En Estados Unidos y Canadá, el 70 por 100 de los sistemas de biodiscos instalados se emplean únicamente para la eliminación de la DBO carbonosa, el 25 por 100 combinan la eliminación de la DBO con la nitrificación, y el 5 por 100 se emplean para la nitrificación de efluentes de tratamientos secundarios. Los biodiscos pueden tener mejores rendimientos que otros sistemas de tratamiento

de película fija, debido a la menor relación carga orgánica/biomasa, al mayor tiempo de retención de los sólidos en la fase biológica, y al mejor control sobre la formación de cortocircuitos. (Metcalf & Eddy, 1995)

2.3.1.2 Filtros anaeróbicos de flujo ascendente

Para evitar la recirculación de los microorganismos al reactor de contacto anaeróbico. Young y McCarty desarrollaron el concepto de filtro anaeróbico de flujo ascendente (Figura 7 inciso b). Este sistema, similar a los filtros percoladores aeróbicos está constituido por una columna empacada con material inerte (grava, coque o material plástico). El medio soporte provee una gran área para el crecimiento de la película biológica. La reducción en el número de Reynolds produce una disminución de la turbulencia, lo que facilita la sedimentación del material particulado, dando como resultado una eficiente retención de biomasa tanto adherida como no adherida. Una vez, la población microbiana coloniza el filtro puede ser sometido a variaciones de carga orgánica o hidráulica, o de factores como pH o temperatura, sin que su eficiencia se vea afectada drásticamente. El desarrollo de la película biológica permite un equilibrio entre la velocidad de sedimentación del material particulado y la biodegradación del material soluble. Sin embargo, debido al régimen de flujo ascendente, los materiales refractarios suspendidos comenzarán a acumularse, lo cual puede llevar a la colmatación del filtro. Así, con residuos de alto contenido de sólidos en suspensión la colmatación del filtro puede presentarse, lo que hará necesario un retrolavado de la columna. Por esta razón, su uso está restringido a residuos con concentraciones de DQO entre 1000 y 10000 mgL⁻¹. El primer filtro anaeróbico construido y operado industrialmente fue diseñado en 1972 para el tratamiento de los residuos de una planta procesadora de almidón. Las eficiencias alcanzaron remociones de DQO entre 80% y 90% para cargas entre 2 y 4 kg m³d⁻¹ de DQO. De manera similar, su utilización en residuos con altas concentraciones de ácido acético, metanol y ácido fórmico mostraron eficiencias muy altas, ya que estos compuestos son sustratos directos de las bacterias metanogénicas. Las remociones de DQO alcanzaron valores del 90% para cargas entre 10 - 20 kgm⁻³ de DQO con una producción de lodos muy baja (Díaz, 1987).

2.3.1.3 Reactores de película fija de flujo descendente

Reactores de película fija de flujo descendente En 1979 el *National Research Centre* del Canadá desarrolló el concepto de reactores de película fija de flujo descendente. Para evitar los problemas de colmatación de los filtros anaeróbicos. Van den Berg modifica el sistema de McCarty a un régimen de flujo descendente (Figura 7c). La biomasa en forma de película se adhiere al medio y solo se perderá aquella adherida al material particulado que es descargado por gravedad en el efluente. El medio soporte está constituido por una serie de tubos de material inerte, con un diámetro interno de 5-10 cm, donde la película se adherirá a todo lo largo de su superficie. Los resultados del tratamiento de residuos de industria de escaldado de verduras han demostrado producciones de metano de $5 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ para una relación de área superficial volumen de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$. La carga orgánica alimentada al reactor estará limitada por la cantidad de biomasa retenida en la película, por lo que se requerirá un óptimo grosor de película para evitar problemas de difusión. Como la cantidad de biomasa es función del área superficial disponible para la formación de la película, se recomienda que la longitud de los canales debe ser suficientemente larga para lograr un área superficial mínima de $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$, lo cual evitará que los tubos se obstruyan por un excesivo crecimiento de la biomasa adherida (Díaz, 1987).

La abreviación U.A.S.B. se define como Upflow Anaerobic Sludge Blankett o Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente. Esta tecnología proveniente de Bélgica y Holanda es aplicada especialmente al tratamiento de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica. El reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodo describe un reactor de biopelícula fija sin medio de empaque o soporte, con una cámara de digestión que tiene flujo ascendente y a cierta altura se desarrolla un manto de lodos anaerobios que es altamente activa y en el cual se da la estabilización de la materia orgánica; La operación de los reactores UASB se basa en la actividad autorregulada de diferentes grupos de bacterias que degradan la materia orgánica y se desarrollan en forma interactiva, formando un lodo biológicamente activo en el reactor. Dichos grupos bacterianos establecen entre sí relaciones simbióticas de alta eficiencia metabólica bajo la forma de gránulos cuya densidad les permite sedimentar en el digestor. La biomasa permanece en el reactor sin necesidad de soporte adicional (Márquez Vázquez & Martínez González, 2011).

2.3.1.4 Reactores de lecho fluidizado o expandido

Aunque los reactores de lecho fluidizado se han empleado durante mucho tiempo en diferentes procesos de Ingeniería Química, su mayor aplicación ha sido en procesos de combustión, donde el contacto gas - sólido es muy importante. Los reactores de lecho fluidizado están constituidos por un lecho de partículas de pequeño tamaño (0.2 - 2.0 mm de diámetro), generalmente arena, el cual se halla empacado dentro de una columna a través de la cual el líquido pasa en forma ascendente (Figura 7 inciso d). El líquido fluye con una velocidad suficiente para mantener las partículas en constante movimiento, pero ajustada para evitar que salga en el efluente. La expansión del lecho está controlada por la velocidad del flujo y la cantidad de efluente recirculado. Las partículas del lecho son el soporte de los microorganismos, suministrando una gran área superficial ($3000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ para lecho de arena) al desarrollo de una película con alta concentración de biomasa. Su grosor está controlado por la capacidad de regeneración del lecho, el tamaño y densidad del medio, y la velocidad de flujo vertical. Los reactores de lecho fluidizado desarrollados por Jeris en 1982 han sido aplicados para la remoción de nitrógeno en agua potable y aguas residuales mediante desnitrificación o nitrificación y remoción aeróbica o anaeróbica de materia orgánica. Todas esas experiencias han mostrado a este sistema como una buena alternativa de tratamiento, tanto para residuos con alta carga orgánica como para residuos diluidos o aguas residuales domésticas. Sin embargo, lograr un adecuado sistema de distribución de líquido (Jewell, 1982), con los altos costos que esto implica y el bajo rendimiento energético hace que se prefieran otros sistemas (Díaz, 1987).

Los lechos fluidizados son reactores biopelícula con un amplio rango de aplicaciones en tratamiento biológico aerobio, anóxico y anaerobio. Estos sistemas emplean materiales particulados de pequeño tamaño como medio soporte para el crecimiento adherido de la biocenosis. El conjunto soporte-biofilm (biopartícula) se mantiene en suspensión en medio del flujo vertical ascendente cuya velocidad es lo suficientemente elevada para superar la fuerza de la gravedad. Las biopartículas están en continuo movimiento relativo, pero no son transportadas por el flujo, es decir, no son lavadas del reactor. Entre las aplicaciones de esta tecnología se encuentra: digestión anaerobia, oxidación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación de aguas residuales industriales y urbanas. El flujo de agua en sentido ascendente a través de un lecho de arena, carbón activo granular, antracita, partículas de polipropileno, etc., a elevada velocidad provocará la fluidización del mismo. El material soporte de un lecho fluidizado cuenta con una superficie específica extremadamente grande, y alcanza en minutos el nivel de tratamiento que

cualquier proceso biológico convencional consigue en varias horas. La suspensión de las biopartículas maximiza la superficie de contacto entre los microorganismos y el agua residual. El reactor de lecho fluidizado más típico consiste en un lecho de gran altura, en cuya parte inferior a través de un sistema de distribución se introduce el agua a velocidad suficiente como para fluidizarlo o expandirlo. Los sistemas anóxicos y anaerobios son los de diseño más simple. Los sistemas aerobios requieren de un sistema de aireación. La aireación normalmente se realiza en la línea de recirculación de efluente, dando lugar a un sistema de 2 fases: sólida y líquida (Burgos, Suárez López, & Ures Rodríguez, 2014).

2.3.1.5 Reactores de manto de lodos de flujo ascendente

Este reactor fue desarrollado en Holanda con el objeto de evitar los problemas de colmatación de los filtros anaeróbicos (Como se indica en la Figura 7 inciso e), el residuo entra al reactor por la parte inferior y sale por la parte superior a través de un sistema de separación de baffle, los cuales permiten la separación de las fases líquida. Sólida y gaseosa. Por medio de este mecanismo, el gas es separado del lodo y colectado por un sistema de salida en la parte inferior de las placas. En la zona superior de las placas, los lodos son separados y forzados a sedimentar hacia la zona de digestión. En la zona inferior, donde la biomasa activa se encuentra en mayor concentración, se logran eficiencias de degradación entre el 80 y 90%. Una de las ventajas de este proceso es su fácil respuesta a cargas 'shock' tanto orgánicas como hidráulicas, a fluctuaciones de temperatura, y a bajos valores de pH en el afluente. Bajo condiciones óptimas, cargas de $15 \text{ kgm}^{-3}\text{d}^{-1}$ pueden ser tratadas con eficiencias de remoción de DQO entre el 70 y el 90%. Igualmente, se han operado con tiempos de remoción hidráulica hasta de 4 h. con excelentes características de sedimentación de los lodos. El principal problema de este proceso es el desarrollo de un lodo granular con buenas características de sedimentación. Estos granulas generalmente presentan un diámetro de 0.5 a 2.5 mm con un coeficiente de sedimentación de $12 \times 10^{-3} \text{ ms}^{-1}$. Este tipo de reactor se está estudiando detalladamente y se ha demostrado que una gran variedad de residuos es susceptible de tratamiento con este sistema, incluyendo aguas residuales domésticas (Díaz, 1987).

Las columnas de flujo descendente suelen estar formadas por grupos de dos o tres columnas conectadas en serie. La ventaja de los elementos con flujo descendente es que la adsorción de materia orgánica y la filtración de los sólidos suspendidos se llevan a cabo en un solo paso. Los filtros de flujo descendente pueden precisar mayor frecuencia de lavado a contracorriente debido

a la acumulación de materia suspendida en la superficie del lecho. El taponamiento de los poros del carbón puede obligar a sustituir prematuramente el carbón activo para proceder a su regeneración, reduciendo la vida útil del mismo. En los filtros de flujo descendente, el medio que soporta el carbón activado está formado por arena o grava (Metcalf & Eddy, 1995).

Estos reactores solucionan el problema de recirculación de lodos al aumentar la concentración de biomasa en el reactor manteniéndola en su interior; Los gránulos son porosos y con una densidad poco mayor que la del líquido, con lo que se consigue un buen contacto de éste con la biomasa. Se consigue una alta concentración de biomasa dentro del reactor que conlleva una elevada velocidad de eliminación de materia orgánica con rendimientos elevados de depuración (Portales, 2011).

Tabla 7. *Características de algunos lodos producidos en el tratamiento de aguas*

Lodo	Descripción
Primario	Lodo de los tanques de decantación primaria, generalmente es gris y grasiento, y en la mayoría de los casos produce un olor molesto. Puede digerirse con facilidad.
De precipitación Química	Lodo procedente de los tanques de precipitación química con sales metálicas. Generalmente es de color oscuro, aunque su superficie puede ser roja si contiene mucho hierro. Su olor puede ser molesto, pero no tanto como el procedente de la decantación primaria. Produce gas en considerables cantidades y su densidad incrementa con el tiempo.
Lodo digerido Anaerobio	Este tipo de lodo es de color oscuro marrón oscuro-negro, y contiene grandes cantidades de gas. Si está totalmente digerido no es molesto, ya que su olor es débil. Cuando se dispone en camas de arena en capas de poco espesor, los sólidos son transportados, en primer lugar, a la superficie por acción de los gases que contiene dejando en la parte inferior una lámina de agua relativamente clara, que se drena rápido y permite que los sólidos sedimenten sobre el lecho.

Fuente: (Metcalf & Eddy, 1995)

3 Capítulo III

3.1 Diseño Experimental

En este apartado se describen los reactivos, materiales, equipos y el procedimiento que se utilizaron para la elaboración de este proyecto.

3.2 Reactivos y materiales

Los reactivos y materiales utilizados para la realización del presente trabajo se muestran en la tabla 8, para las mediciones de los parámetros descritos en la tabla 9.

Tabla 8. *Reactivos utilizados*

Reactivo	Marca	Prueba o fin utilizado
Hidróxido de sodio o sosa cáustica. Grado reactivo acs. Bolitas (anhidro)	Sigma-Aldrich	Estabilización del pH en el reactor anaerobio (etapa 1 y 2)
Ácido sulfúrico grado reactivo, Nominally 95-98% H ₂ SO ₄	Sigma-Aldrich/ JT.baker	Estabilización del pH en las etapas 3 y 4 del prototipo
Reactivos DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001 (grado reactivo)		
Fosfato monobásico de potasio (KH ₂ PO ₄)	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Fosfato dibásico de potasio	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Fosfato dibásico de sodio heptahidratado	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Cloruro de amonio	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Sulfato de magnesio heptahidratado	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Cloruro de calcio anhidro	JT.baker	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Cloruro férrico hexahidratado	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Ácido sulfúrico concentrado (H ₂ SO ₄)	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Hidróxido de sodio (NaOH)	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Sulfito de sodio	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
2-cloro-6 (triclorometil) piridina	HACH	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Glucosa grado patrón primario C ₆ H ₁₂ O ₆)	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Ácido glutámico grado patrón primario	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Ácido clorhídrico (HCl)	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Ácido nítrico (HNO ₃)	Sigma-Aldrich	DBO ₅ NMX-AA-028-SCFI-2001
Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010		
Tetraborato de sodio decahidratado (Na ₂ B ₄ O ₇ · 10H ₂ O)	JT.baker	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Hidróxido de sodio (NaOH)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Ácido sulfúrico concentrado (H ₂ SO ₄)	JT.baker	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010

Reactivo	Marca	Prueba o fin utilizado
Ácido bórico (H_3BO_3)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Indicador de rojo de metilo ($C_{15}H_{15}N_3O_2$)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Indicador de azul de metileno ($C_{16}H_{18}N_3SCl$)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Alcohol etílico (CH_3CH_2OH) o Alcohol isopropílico [$CH_3CH(OH)CH_3$]	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Sulfato de cobre (II) anhídrido	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Sulfato de potasio (K_2SO_4)	JT.baker	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Tiosulfato de sodio pentahidratado ($Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Carbonato de sodio anhídrido (Na_2CO_3)	JT.baker	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Cloruro de amonio (NH_4Cl)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Ácido sulfámico (H_2NSO_3H)	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
Naranja de metilo, sal sódica	Sigma-Aldrich	Nitrógeno total NMX-AA-026-SCFI-2010
DQO demanda química de oxígeno		
Reactivos de la metodología hach	HACH	DQO Reactivos de la metodología hach
Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001 (grado reactivo)		
Cloruro de amonio (NH_4Cl)	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Cloruro de magnesio hexahidratado ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$)	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Amoníaco concentrado (NH_3)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Sal disódica de ácido etilendiaminotetraacético dihidratado (EDTA)	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Sal de Magnesio de EDTA	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Sulfato de magnesio heptahidratado ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Hidróxido de sodio (NaOH)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Indicador de negro de eriocromo T	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
2-Aminoetanol (libre de aluminio y metales pesados)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Rojo de metilo	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Carbonato de calcio anhidro ($CaCO_3$)	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Ácido clorhídrico concentrado (HCl)	Sigma-Aldrich	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Cloruro de sodio (NaCl)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001

Reactivo	Marca	Prueba o fin utilizado
Ácido nítrico (HNO ₃)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Acido perclórico (HClO ₄)	JT.baker	Dureza total NMX-AA-072-SCFI-2001
Determinación de cloro libre y Cloro total	HACH	Determinación de cloro libre y Cloro total Reactivos de la metodología hach
NMX-AA-034-SCFI-2015		
Cloruro de sodio (NaCl)	JT.baker	NMX-AA-034-SCFI-2015 (Disolución control)
carbonato de calcio (CaCO ₃)	Sigma-Aldrich	NMX-AA-034-SCFI-2015 (Disolución control)
celulosa microcristalina (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	Biopack	NMX-AA-034-SCFI-2015 (Disolución control)
tierra de diatomáceas	SIN	NMX-AA-034-SCFI-2015 (Disolución control)
almidón	MEYER	NMX-AA-034-SCFI-2015 (Disolución control)
Carbón activado	Golden bell	Etapas 4 (solo se utilizó con las réplicas de los lotes 3,4,5 y 6)

Fuente: elaboración propia

Tabla 9. *Métodos utilizados en el desarrollo del prototipo propuesto*

	Norma/método	Nombre del método
Muestreo	NMX-AA-3-1980	Norma mexicana "aguas residuales. - muestreo".
Temperatura	NMX-AA-007SCFI-2013/ Medidor de pH, conductividad y TDS (HI-991301, HI991300)	Análisis de agua: medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
pH	NMX-AA-008-SCFI-2016/ Medidor de pH, conductividad y TDS (HI-991301, HI991300)	Análisis de agua: medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000/ Medidor de pH, conductividad y TDS (HI-991301, HI991300)	Análisis de agua: determinación de la conductividad electrolítica.
Materia flotante	NMX-AA-006-SCFI-2010	Análisis de agua: determinación de materia flotante en aguas residuales y residuales tratadas.
DQO	Hach	Metodología de Hach manual de análisis de agua segunda edición en español.
DBO5	NMX-AA-028-SCFI-2001/ HT-1202/ medidor de oxígeno disuelto para DBO (HQ440d)	Análisis de agua: determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas.
Nitrógeno total	NMX-AA-026-SCFI-2010	Análisis de agua: medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Perfil de sólidos	NMX-AA-034-SCFI-2015	Análisis de agua: medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
Sólidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2013	Análisis de agua: medición de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
TDS	Hach/ Medidor de pH, conductividad y TDS (HI-991301, HI991300)	Metodología de Hach manual de análisis de agua segunda edición en español.

Fuente: elaboración propia

3.2.1 Equipos utilizados

Los equipos utilizados son los referentes a procedimientos mencionados en la tabla 9 (los que las normas y la metodología de HACH mencionan); los cuales se mencionan a continuación.

- Mufla (el error del instrumento de acuerdo a la calibración de los instrumentos es de $\pm 2^{\circ}\text{C}$)
- Parrilla eléctrica y agitadores magnéticos
- Balanza analítica (el error del instrumento de acuerdo a la calibración de los instrumentos es de ± 0.0001 g).
- Estufa ICT 5.4 (el manual del instrumento indica que el instrumento tiene una incertidumbre de $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$).
- Conos imhoff.
- Medidor de pH, conductividad y TDS: HI-991301 (el manual del instrumento indica que el instrumento tiene una incertidumbre para el pH de ± 0.01 , para la temperatura de $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$, para la conductividad y TDS de 1%)
- Medidor de pH, conductividad y TDS: HI991300 (el manual del instrumento indica que el instrumento tiene una incertidumbre para el pH de ± 0.01 , para la temperatura de $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$, para la conductividad y TDS de 2%)
- Medidor de oxígeno disuelto para DBO (HQ440d con una incertidumbre de ± 0.01 mg/L)
- Espectrofotómetro de laboratorio para análisis de agua (DR3900 con una incertidumbre de $\pm 1\%$)
- Campana de extracción
- Desecadores
- Mecheros

La PTAR casas del rio es una planta aerobia de filtros percoladores la cual consta de rejillas, desarenadores, sedimentadores primarios y secundarios, filtros percoladores, canales de contacto con cloro y filtros banda (figura 8); El muestreo de lodos, se tomó después del sedimentador primario (por la disponibilidad, volumen de lodos generados (el porcentaje de lodos generados en el sedimentador primario supone un 80% del total de fangos que se generan en la planta) después del sedimentador primario, en comparación con el sedimentador secundario).

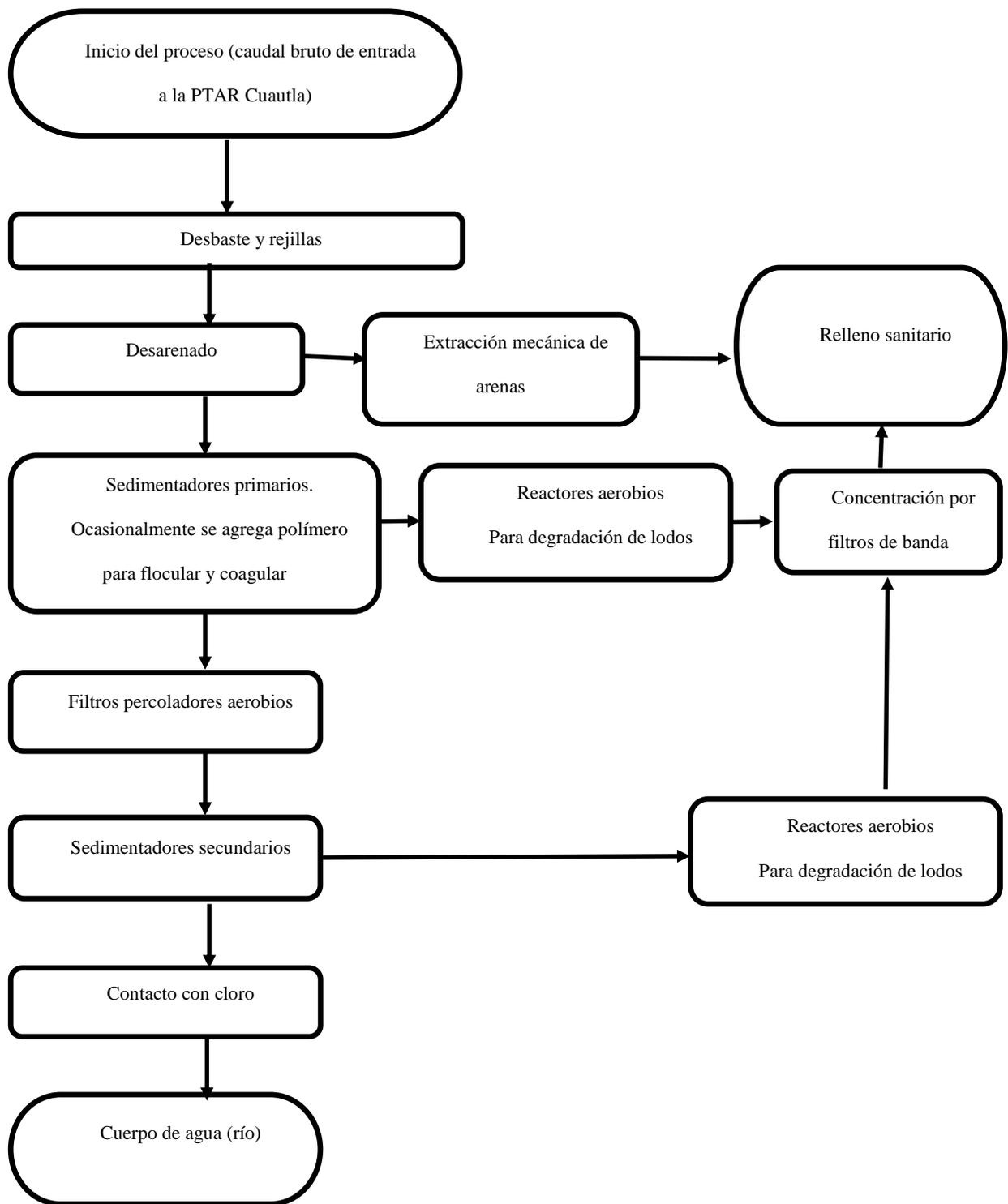


Figura 8. Diagrama de proceso
Fuente: elaboración propia

Cabe señalar que, el método que se utilizó en esta tesis se planteó para el tratamiento de los lodos generados en PTAR con caudales grandes (300-700 L/s), se usaron reactores biológicos anaeróbicos como método cogenerativo (complementario a digestores aerobios), las muestras de agua para análisis y caracterización se tomaron de cuatro puntos a la entrada de la planta, después del sedimentador primario, el sedimentador secundario y al final de la planta en dos horarios: 10 h y 17 h.

Para la introducción en el prototipo se realizó el muestreo dos veces por semana, en total se realizaron 192 muestreos por duplicado considerando que cada lote tuvo 2 réplicas paralelas (para variación de parámetros y factores) y una muestra control durante seis meses, se obtuvo seis lotes en total. En tanto, para este muestreo y el agua residual, se siguió la Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 Aguas Residuales-Muestreo, para su conservación y análisis se usó un equipo e instalaciones de la SOAPS y la EESX. El proceso con el que se trató el lodo procedente de la PTAR se muestra en la figura 9, el esquema del proceso en la figura 10 y el modelo en la figura 11.

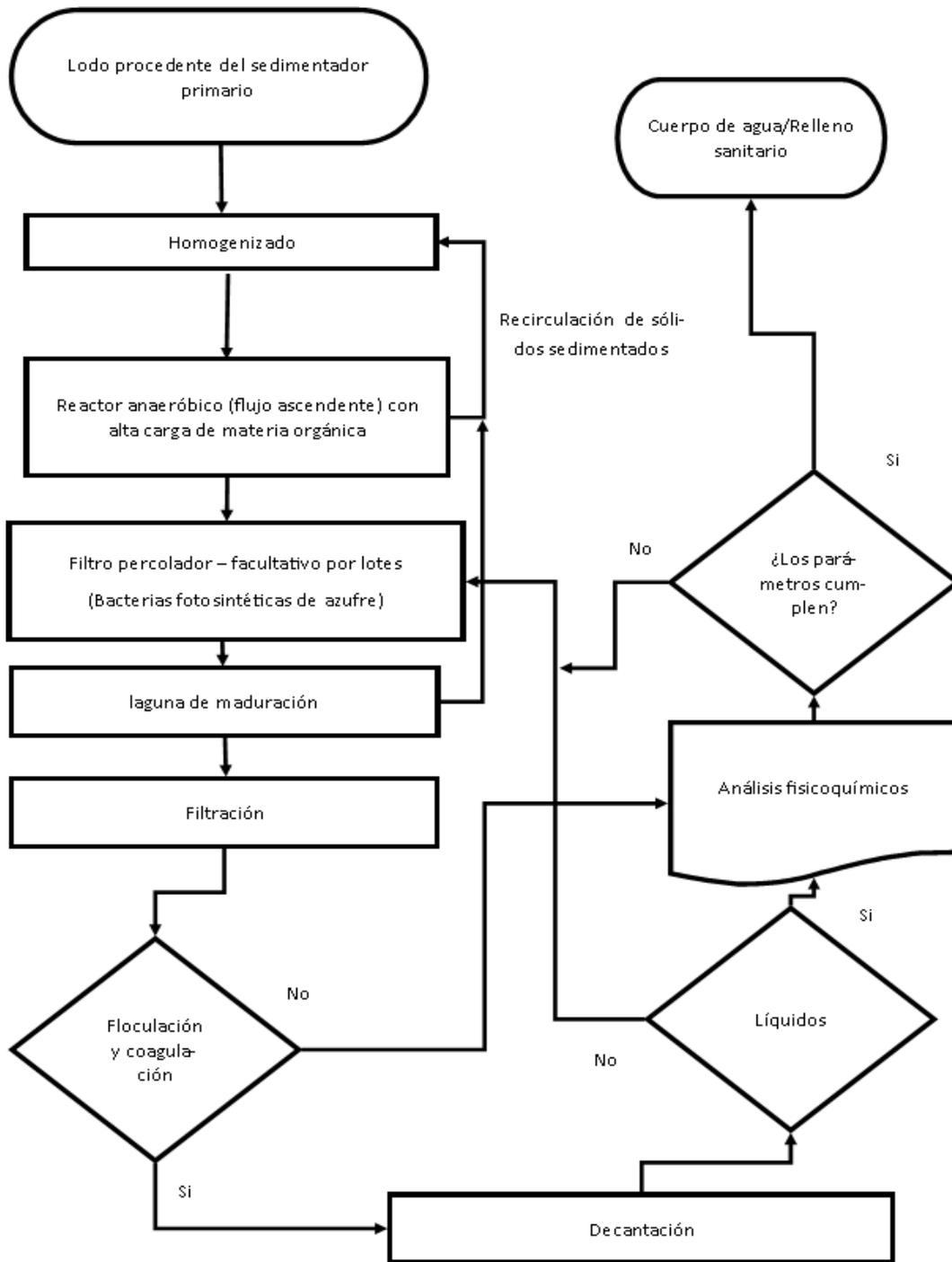


Figura 9 Diagrama del proceso propuesto
Fuente: elaboración propia

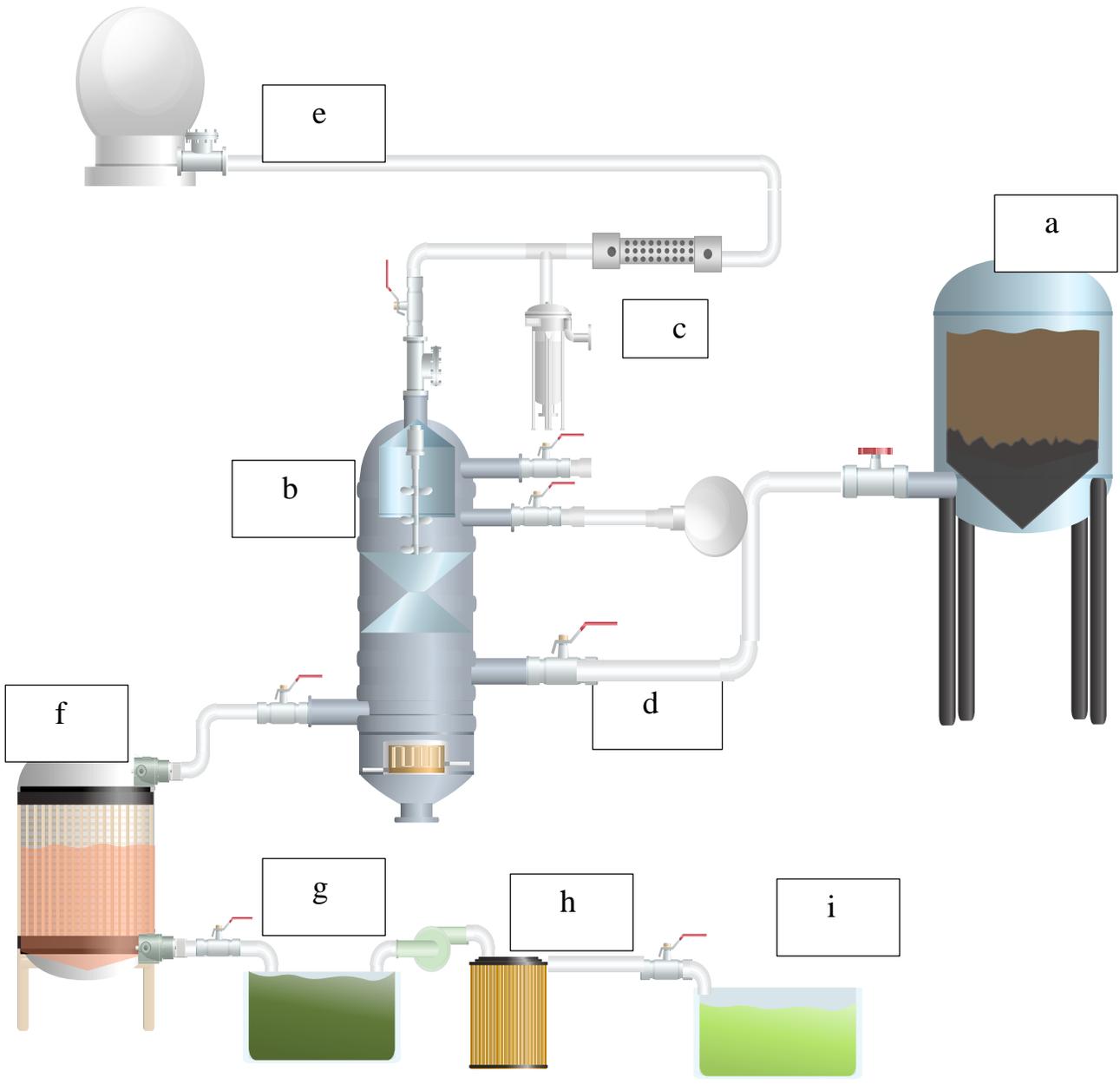


Figura 11. Ilustración del proceso propuesto para el tratamiento del caudal sedimentado
Fuente: elaboración propia

3.2.1.1 Descripción del proceso (sistema piloto)

- a. **Homogeneizador anaerobio (etapa 1)** mezclado 50-50 volumen-volumen de lodo, nuevo lodo viejo (el lodo proviene del sedimentador primario de la PTAR), el volumen de este contenedor es de 60 litros, pero siempre se utilizó a 4/5 de su capacidad (para mantener condiciones seguras ya que en pruebas previas se generaban presiones negativas y positivas que podrían ocasionar accidentes), el contenedor es de polipropileno de alta densidad (figura 10a).
- b. **Digestor anaerobio (etapa 2)** mezclado 50-50 volumen-volumen de lodo, nuevo lodo digerido, el digestor operó a 34 °C durante los seis lotes (esta temperatura se fijó debido a las limitaciones del equipo disponible), se utilizó la agitación en las primeras 72 horas, cada vez se agregaba lodo nuevo en intervalos intermitentes de 60 segundos cada 6 horas, esto para homogenizar el lodo dentro del digestor y disolver las natas que se crean en lodos frescos, el resto del tiempo fue cada 12 o 24 horas, puesto que dentro del reactor se mantenía un flujo continuo como en un reactor anaeróbico de flujo ascendente normal; el cuerpo del reactor biológico es de Tereftalato de polietileno (PET), las tuberías de Policloruro de vinilo clorado (CPVC), las llaves de paso son de 1/2'' para gas, y de 2'' para la parte inferior de CPV; las mangueras son mangueras de 2'' y 1/2'' pulgadas de plástico reforzado (figura 10b).
- c. **Filtro de malla** de óxido de hierro para degradar el azufre contenido en el biogás, al generar así una especie de trampa de solución de hidróxido de calcio $[Ca(OH)_2]$ para remover parte del CO_2 y H_2S ; los valores porcentuales de estos gases no se contemplan dentro de este trabajo de investigación, el cual solo se limita a la cantidad de volumen de biogás que se genera y puede quemarse (en este trabajo es un indicativo que el proceso está funcionando adecuadamente); el filtro de malla se localiza dentro de la tubería de CPVC (figura 11, el filtro es la tubería de CPVC en la imagen de en medio con dos franjas verdes) que sale de la salida de biogás (figura 10c).

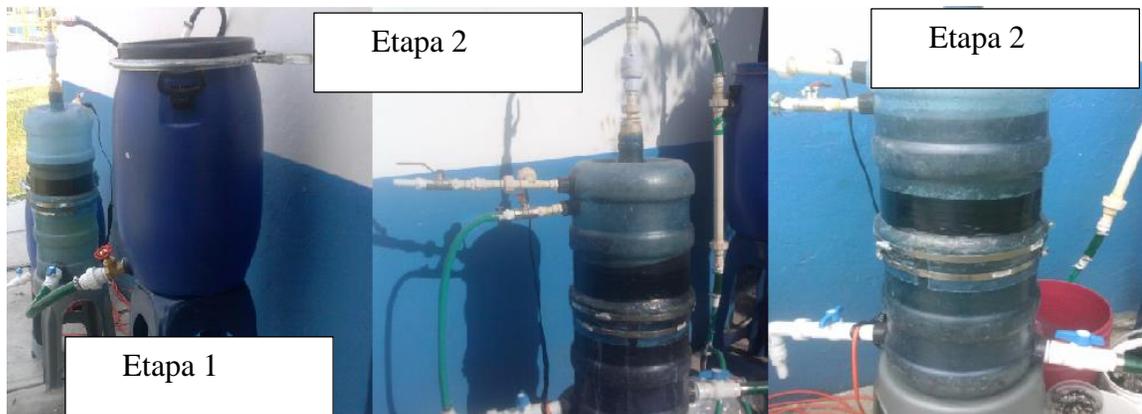


Figura 12. Reactor biológico anaerobio (sin la cubierta plástica negra)
Fuente: toma propia

- d. **Contenedor plástico** (polietileno reforzado) se adaptado para evitar cambios bruscos en la presión durante la descarga y carga de lodo nuevo, este contenedor plástico solo se usaba entre carga y descarga, fuera de ese lapso no estaba conectado, y la llave de paso permanecía cerrada. El uso principal de este contenedor es contener biogás que produjo el primer lote, cuando el contenido del reactor anaeróbico pasaba al siguiente paso del proceso, generaba presión negativa dentro del reactor, lo que ocasionaba que entrara aire de la siguiente etapa dentro del reactor, para evitarlo se conectó el contenedor plástico con biogás que se generó del lote inicial. De este modo, se evitó que entrara aire dentro del reactor y que afectara a las bacterias anaeróbicas dentro de este, una vez se ingresa el nuevo lote de lodo, el volumen del biogás regresaba al contenedor y se desconectaba del reactor anaeróbico (figura 10d).
- e. **Contenedor final del biogás** que se produjo en la tubería, quien conecta al reactor anaeróbico con el contenedor que tiene dos válvulas *check* adaptadas para permitir el paso cuando la presión superara ≈ 14.9 psi (valor promedio medido cuando la válvula *check* permitía el paso de aire); esto para mantener un paso controlado del reactor al contenedor y no generar presiones excesivas que pudieran producir estrés a la población de bacterias dentro del reactor anaeróbico (figura 10e).
- f. **Filtro facultativo/laguna facultativa (etapa 3)** plástico (polietileno de alta densidad) como medio filtrante se ha utilizado grava de sílice o cuarzo (con un intervalo de 1.2-3.2 para el tamaño del grano Gravafilt); en general, este tipo de grava puede interferir en los resultados al mostrar pequeñas interferencias, así que como medida precautoria se lavó e hirvió previamente con el fin de reducir al mínimo esa interferencia; medio filtrante plástico (de polietileno) y

rosetones plásticos (también polietileno) como se muestra en la figura 12. En este paso se espera oxigenar parcialmente el contenido del paso anterior, con una exposición a la intemperie y a la luz (condiciones contrarias al paso anterior); en este paso del proceso, la temperatura no fue controlada solo el pH, manteniéndolo en el intervalo 6.8-7.2, el filtro se inoculó con bacterias rojas (reductoras de azufre), con un tiempo de retención de 2-4 días (figura 10f). Al final de este tiempo, el agua que sale es de tonalidades que van del marrón a rojo intenso (rojo en caso de concentraciones y tiempos prolongados). Se utilizó grava de sílice como medio filtrante, como soporte polietileno y tela de poliéster.



Figura 13. Filtro 1 con bacterias reductoras de azufre (rojas)
Fuente: toma propia

g. **Laguna aerobia (etapa 4)**, (Ver figura 13 donde se muestra el filtro colocado encima del contenedor que asemejara la laguna de maduración): esta etapa tiene un tiempo de retención de 2-4 días (el valor de días depende de la concentración y la cantidad de luz disponible), en este paso se controló el pH; al final de este proceso, el caudal de salida es de color verde intenso (al igual que una laguna de maduración) en esta etapa al neutralizar el pH y filtrar los sólidos sedimentables con el filtro 2 se mejoraron los resultados finales en un 60 % en la figura 13 se muestran 2 contenedores similares (par de imágenes superior e inferior) la diferencia en ellos es que el contenedor de la imagen superior se utilizó con muestras pequeñas; a estos contenedores se les coloco piedras de rio pequeñas y tela de poliéster en la parte superior del filtro para mantener en su posición el medio filtrante.

Como nota complementaria, en algunos lotes se incluyó la adicción de hipoclorito de sodio y/o floculante férrico como paso opcional al final (el cloruro férrico no interfiere en la digestión anaerobia, cuando se recirculan a la etapa de digestión anaeróbica, el uso de otras coagulantes puede inhibir el proceso por lo que la recirculación no es viable y se tiene que optar por otro proceso para el tratamiento de los residuos sedimentados).



Figura 14. Filtro 2. Filtro aerobio (verde) Filtro de arena de sílice o cuarzo fina (con diámetros de valores entre .0625 a 1 mm aprox.).

Fuente: toma propia

3.2.2 Horario de muestreo del influente

Los valores de la temperatura que se obtuvieron en el laboratorio certificado se tomaron en las siguientes horas: 09:00, 13:00, 17:00, 21:00, 01:00 y 05:00 (horario de 24 horas), y los días: 02/09/2017, 03/09/2017, 01/09/2017, 02/08/2017, 03/08/2017, 05/07/2017 y 06/07/2017. De acuerdo con los valores registrados, se puede observar que el valor de temperatura alcanza picos superiores a 25 °C al mediodía y valores mínimos de 20 °C en la madrugada (ver Figura 14, el intervalo de 20 a 25 se obtuvo de los valores observados en el intervalo de tiempo observado por lo que el intervalo de temperatura puede ser diferente en diferentes periodos de tiempo), sin embargo, estos valores se encuentran en valores aceptables para el proceso metanogénico, no es el óptimo, por lo que se le debe incorporar un sistema de control de la temperatura).

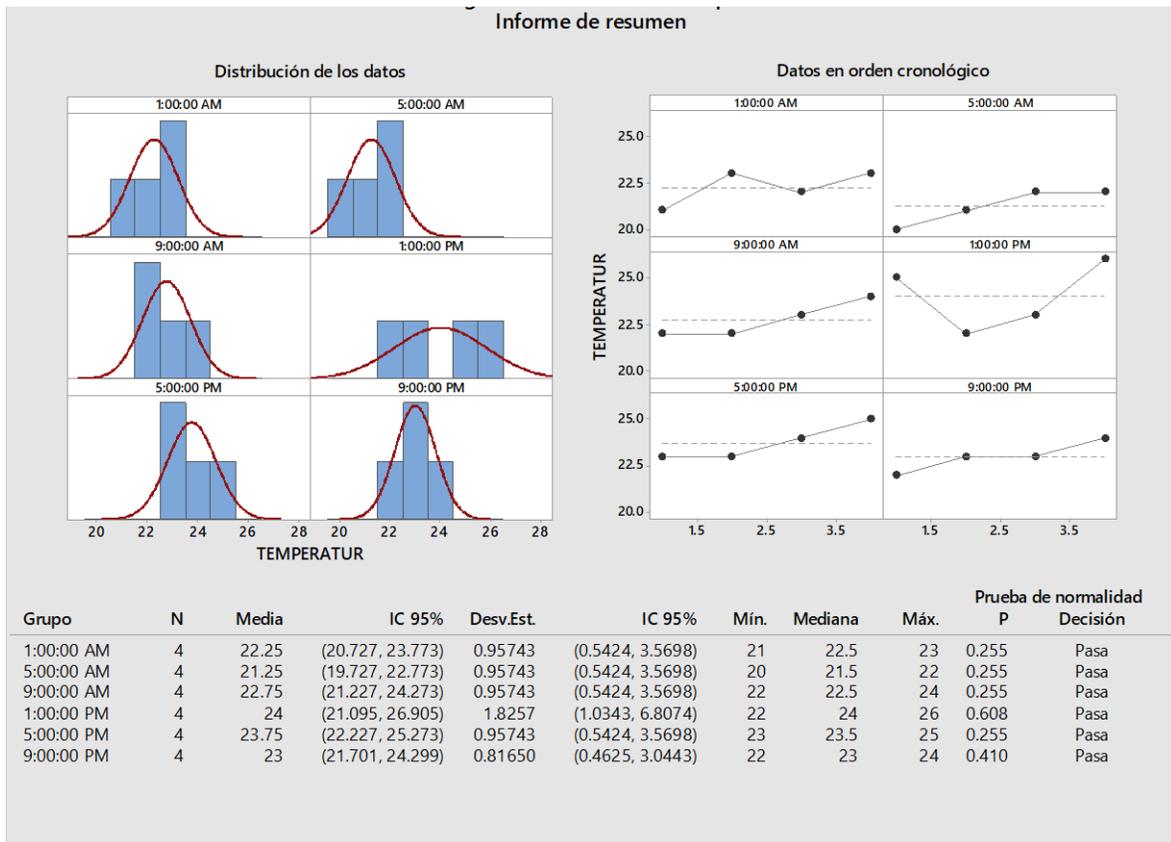


Figura 15. Resumen gráfico de temperatura por hora (creada a partir de los datos del laboratorio certificado).

Fuente: PTAR casas del río

La tabla 10 y figura 15 contienen mediciones de DQO, SST Y DBO₅ del laboratorio certificado, y la dispersión de los valores observados para la DQO, DBO₅ y SST, las mediciones de la tabla 10

muestran que el mes de julio se presentó con más carga contaminante (figura 15) que los meses posteriores (esto es considerando los valores de DQO y DBO₅), pero a su vez el mes de julio es el mes en el cual el caudal podría ser muy biodegradable ya que la relación de DBO₅/DQO ≈ 0.5 , la relación para el mes de agosto es de ≈ 0.3 y septiembre ≈ 0.38 ; Estos últimos dos valores son considerados biodegradables y por lo tanto aptos para el tratamiento por medios biológicos (Hernández et al., 2004).

Tabla 10. Gráfica de DQO, SST Y DBO₅

DQO ent	SST ent	DBO ₅ ent	DQO ent	SST ent	DBO ₅ ent
274	79	105	05/09/2017	04/09/2017	02/09/2017
345	127	103	09/08/2017	04/08/2017	03/08/2017
380	100	193	12/07/2017	10/07/2017	06/07/2017
333	102	133.666667	promedio		

Fuente: elaboración propia

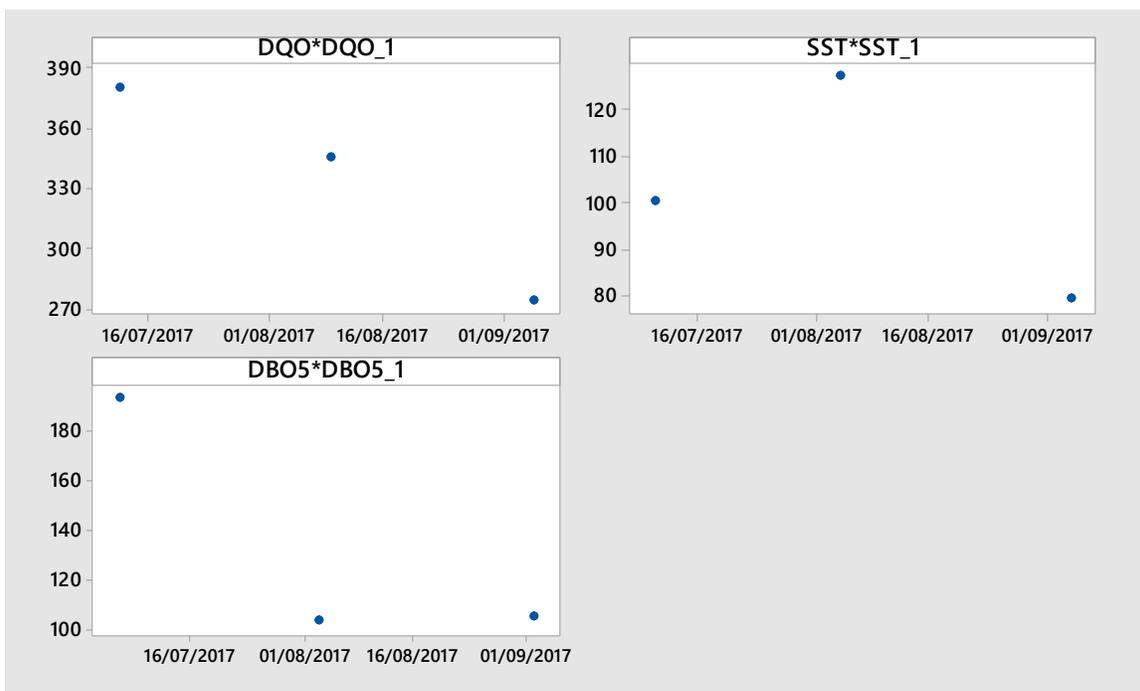


Figura 16. Gráfica de dispersión de DQO, SST, DBO₅

Fuente: PTAR casas del río

De esa forma, se realizaron mediciones de manera simultánea con los parámetros realizados por el laboratorio certificado, pero al no encontrar diferencias considerables entre las mediciones o el

método, se utilizaron como referencia las del influente de la planta tratadora, dado a que contienen valores de nitrógeno de nitritos, nitratos y metales que dan una mejor percepción de la calidad de agua en la entrada y salida de la PTAR.

3.2.3 Efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

A continuación, se exponen las mediciones del laboratorio certificado, donde se muestran las características del efluente (tabla 11, 12 y 13) en los que se puede notar que no hay presencia de materia flotante en todas las mediciones, los valores de pH se mantiene en el intervalo 7-7.5, la figura 16 muestra los datos obtenidos para DQO, DBO5 y SST los datos de estas mediciones se encuentran dentro de los parámetros de descarga en ríos (Norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT- 1996) (los datos fueron transcritos de la fuente original):

Tabla 11. *Salida del efluente datos del laboratorio certificado*

PARAMETRO	TEMPERATURA	PH	CONDUCTIVIDAD	FLUJO	MATERIA FLOTANTE	FECHA DE ANALISIS
	NMX-AA-007SCFI-2013	NMX-AA-008-SCFI-2016	NMX-AA-093-SCFI-2000	N/A	NMX-AA-006-SCFI-2010	
	°C	unidades de pH	µS/cm	L/s	N/A	
	23	7.5	634	520.1	AUSENCIA	02/09/2017
	23	7.3	661	509.9	AUSENCIA	02/09/2017
	23	7.5	689	540.6	AUSENCIA	02/09/2017
	22	7.4	672	520.1	AUSENCIA	02/09/2017
	21	7.2	695	499.9	AUSENCIA	03/09/2017
	20	7.4	655	534.4	AUSENCIA	03/09/2017
	22	7.1	789	540.6	AUSENCIA	02/08/2017
	23	7.1	781	520.1	AUSENCIA	02/08/2017
	24	7.2	705	530.3	AUSENCIA	02/08/2017
	23	7.2	740	540.6	AUSENCIA	02/08/2017
	23	7.3	729	520.1	AUSENCIA	03/08/2017
	22	7.2	763	499.9	AUSENCIA	03/08/2017
	24	7.4	715	499.9	AUSENCIA	05/07/2017
	25	7.3	732	479.9	AUSENCIA	05/07/2017
	25	7.4	770	441	AUSENCIA	05/07/2017
	24	7.4	815	441	AUSENCIA	05/07/2017
	24	7.3	860	422	AUSENCIA	06/07/2017
	23	7	790	403.2	AUSENCIA	06/07/2017

Fuente: PTAR casas del rio

Tabla 12. Salida del efluente datos extraídos del laboratorio certificado

DQO	SST	GYA	NITROGENO TOTAL	N DE NITRATOS	N DE NITRITOS	FOSFORO	ARSENICO	CADMIO	COBRE
69	24	<8	9.3	0.717	0.199	2.11	<0.0020	<0.05	<0.1
95	<20	<8	10.9	<0.113	0.029	2.4	<0.0020	<0.050	<0.100
130	26	14	16.4	<0.113	0.07	3.01	<0.0020	<0.050	<0.100

CROMO	MERCURIO	NIQUEL	PLOMO	ZINC	DBO5	SSED	COLIFORMES TOTALES	H.HELMITOS	CIANUROS
<0.2	<0.003	<0.2	<0.2	<0.100	25	<0.1	33	ND	<0.020
							COLIFORMES FECALES		
<0.200	<0.0030	<0.200	<0.200	<0.100	49	<0.1	5200	ND	<0.020
<0.200	<0.0030	<0.200	<0.200	<0.100	50	<0.1	353	1	0.0422

Fuente: PTAR casas del río

Tabla 13. Salida del efluente, datos del laboratorio certificado

SST	DQO	DBO5	SST_1	DQO_1	DBO5_1
24	69	25	06/09/2017	08/09/2017	03/09/2017
19	95	49	04/08/2017	09/08/2017	03/08/2017
26	130	50	10/07/2017	12/07/2017	06/07/2017
23	98	41.33333333		media	

Fuente: PTAR casas del río

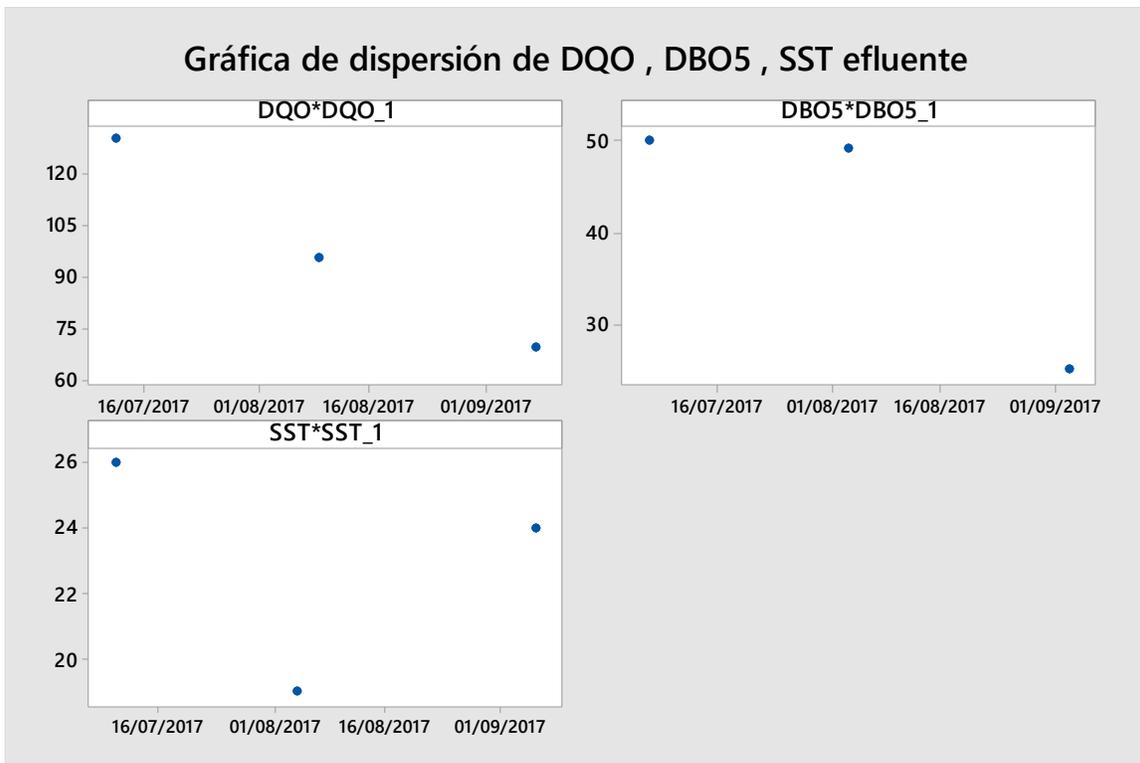


Figura 17. Dispersión de DQO, DBO5 Y SST (creada a partir de los datos de los datos del laboratorio certificado).

Fuente: PTAR casas del rio

Como se muestra en la figura 17, el valor medio para la temperatura fue de 23 °C con una media de pH=7.289 y una conductividad media de 733.1; lo que evidencia que el caudal de salida de la planta está dentro de los parámetros de descarga en ríos (Norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT, 1996), pero no es apta para su reúso en las condiciones que se encuentra, en cuanto a servicios públicos de contacto directo o indirecto (Norma oficial mexicana NOM-003-SEMARNAT, 1997), puesto que los parámetros del efluente son superiores a los establecidos en las normas.

Nota: en la actualidad se ve la posibilidad de sedimentar con floculantes poliméricos los contaminantes presentes en este efluente para su uso en una planta termoeléctrica; los valores después del uso del floculante se limitan al perfil de sólidos y DQO (estos están limitados a estos parámetros al ser un proyecto en proceso de la planta). Seguidamente, se exhibe una comparación de las entradas y salidas registradas del caudal (figura 18) los valores de salida (color azul) se mantienen por debajo de los valores de entrada y por ende puede mostrar una eficiencia a favor del proceso.

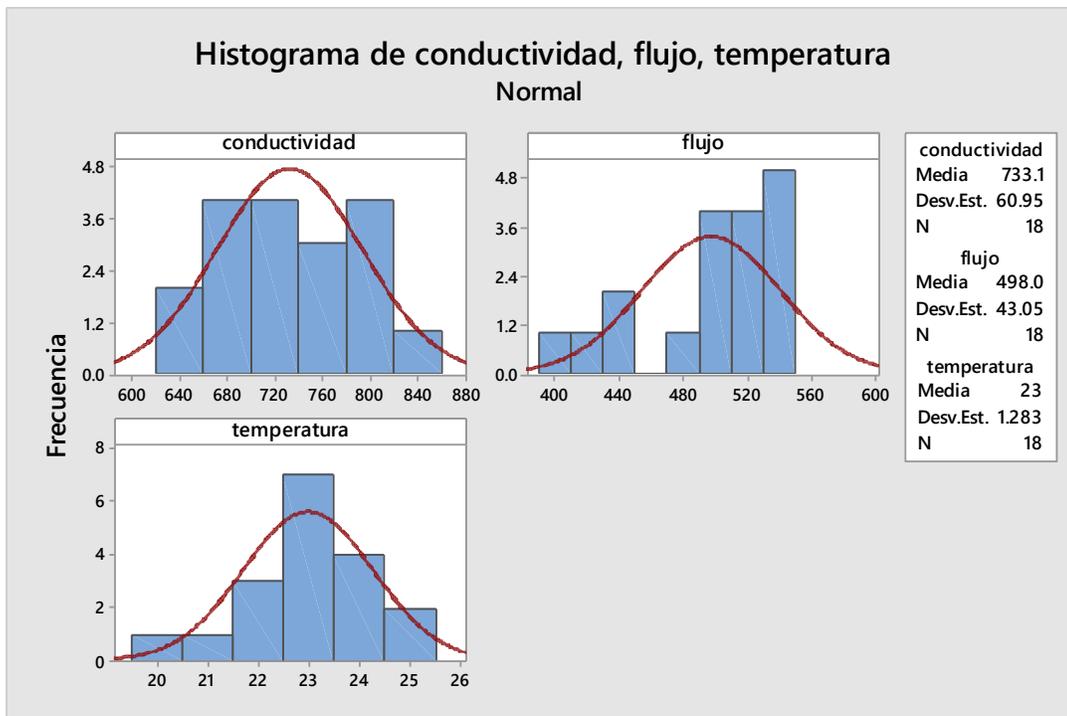


Figura 18. Histograma de la temperatura, pH y la conductividad (creada a partir de los datos de los datos del laboratorio certificado).

Fuente: PTAR casas del rio

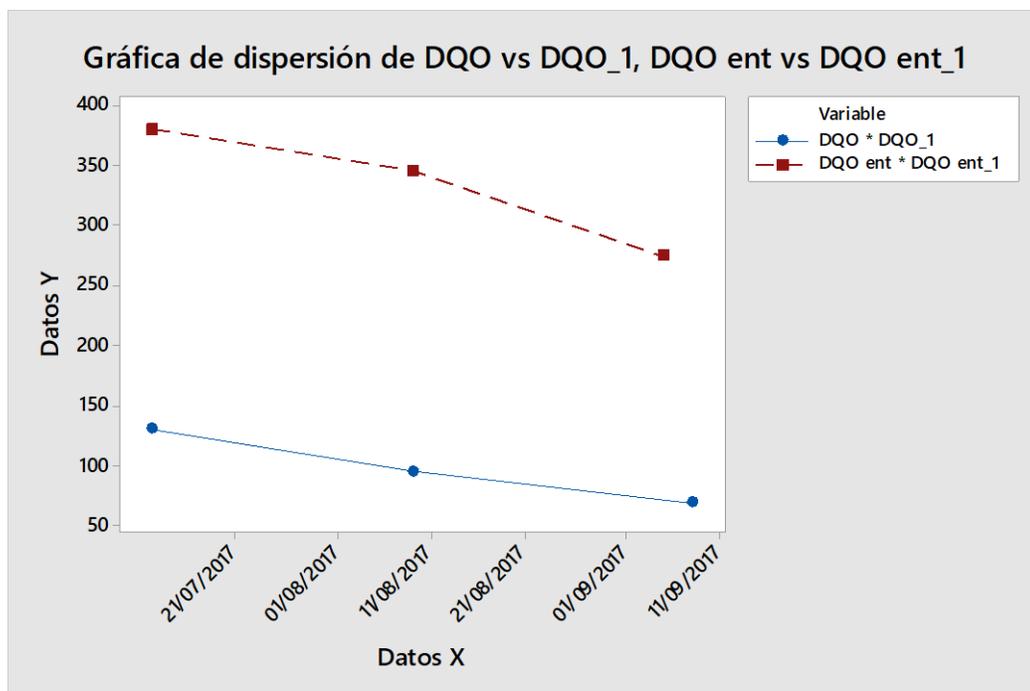


Figura 19. Variación de la DQO durante la entrada y la salida (creada a partir de los datos de los datos del laboratorio certificado).

Fuente: PTAR casas del rio

En general, el proceso que opera la PTAR tiene un buen rendimiento (tabla 14, la eficiencia puede deberse a la interferencia de cloruros y la naturaleza del proceso), al considerar el tamaño del caudal promedio de entrada 445.5 L/s (valor observado en el intervalo del proyecto). Una desviación observada en esta PTAR fue el cambio de maquinaria para el filtro banda y la instalación del reactor aeróbico en la planta, donde no se realizaba el proceso de lodos activados a los fangos sedimentados en los sedimentadores; ahora en las cercanías de la planta se localizan comunidades pobladas que en la creación de estas no estaban (este es un caso recurrente en el país), lo que podría generar rechazo de los pobladores hacia la PTAR, pues el proceso el influente y el efluente generan olores propios del proceso.

Por ende, las plantas tratadoras comúnmente se construyen fuera de las zonas pobladas, pero con el crecimiento de las comunidades estas eventualmente terminan cerca de las PTAR, por lo que se deben tomar medidas para estas situaciones como la instalación de filtros de control de olores, renovación de la tecnología utilizada por una más compatible con la situación, o el traslado de la PTAR.

Tabla 14. *Eficiencia del proceso en el intervalo de estudio*

SST	DQO	DBO5	
333	102	133.666667	Valores medios de entrada
23	98	41.3333333	Valores medios de salida
310	4	92.3333333	Valores medios de retención y/o eliminación
93.0930931	3.92156863	69.0773067	Eficiencia del proceso

Fuente: PTAR casas del río

3.2.4 Criterios para la selección del reactor anaerobio

Se decidió diseñar un prototipo de reactor anaerobio de acuerdo con el tipo de flujo a tratar (línea de fangos) y la compatibilidad de los parámetros de alcalinidad SST, DQO, y pH. Este prototipo presentó mejor rendimiento en lotes que en continuo en las pruebas preliminares, por ello, se decidió utilizar un proceso por lotes, al separar por fases los fangos previamente sedimentados; la primera parte que es heterogénea y con actividad biológica aerobio (en esta parte se diferencian tres partes distinguibles del fango: nata, líquido verdoso y sedimentados) contiene gran actividad aerobia, pudiendo generar presiones negativas debido al consumo del oxígeno en los primeros lotes); la segunda parte es homogénea anaerobia que se llevó a cabo dentro del reactor anaeróbico; la tercera es el contenido del reactor filtrado con un filtro percolador al cultivar con

bacterias reductoras de azufre (se decidió colocar este paso y el siguiente en fases separadas, con el fin de evidenciar si se podía disminuir el tiempo total del proceso o la calidad del efluente de salida); la cuarta fase es una laguna de maduración (solo para la parte líquida, dado que casi la totalidad de sólidos se han retenido o se han convertido en biomasa o biogás en las fases anteriores).

En contraposición, se empleó la agitación y la temperatura controlada, así como los tiempos de agitación, pues mantienen consistencia en el proceso (la temperatura mantiene a las bacterias en la temperatura adecuada para realizar sus procesos biológicos, y la agitación intermitente elimina las natas o acumulaciones sin reaccionar dentro del reactor). En un principio, para el reactor anaeróbico se contempló usar en plástico transparente para visualizar la dinámica del proceso en la marcha, este se cubrió de plástico grueso en su totalidad, dado que el caudal tiene tendencia a tornarse en tonalidades del marrón a rojo (por la presencia de bacterias fotosintéticas reductoras de azufre, debido a que la exposición a la luz solar favorece más el crecimiento de estas bacterias y no el crecimiento de las metanogénicas).

Entre tanto, con el biogás se utilizó un burbujeo en solución de hidróxido de sodio, trampas de agua y un filtro de óxido de hierro (este último se usó con el fin de reducir la cantidad de sulfuro de hidrógeno presente en el biogás de salida (Ministerio de Energía de Chile, 2011), pero debido a limitaciones con el equipo disponible no se cuantificaron las concentraciones dentro de esto, se limitó a cuantificar el volumen y como prueba de aceptación que el gas ardiera sin apagarse).

Por otra parte, el diseño del reactor principal se realizó al tener como base el reactor RAFA (UASB), al que se le modificaron algunos parámetros que no eran compatibles con la concentración del fango en la PTAR casas del río, como la salida de la etapa clara distinguible en un reactor RAFA, el cual no está presente, dado que en concentraciones altas de materia orgánica esta fase no se distingue porque todo el contenido prácticamente es homogéneo.

Así pues, la agitación fue otra modificación que se le hizo a este tipo de reactor, en los de tipo RAFA no se utiliza una agitación, puesto que la dinámica dentro del reactor es suficiente para conservar una homogenización dentro de él, pero cuando se emplean concentraciones altas (fangos o lodos) se crean condiciones para las cuales no está diseñado este tipo de reactor, como lo es la generación de natas densas y la acumulación de lodo en forma de espuma cuando el proceso está en marcha. El efecto es similar a la operación unitaria de la flotación (Metcalf & Eddy, 1995) pero discrepa de esta como tal, al no agregarse gas al proceso, sino que el proceso en sí genera esta

condición (generación de finas burbujas) dentro de este. Cuando el proceso está completamente estabilizado se genera biogás, el cual arrastra lodo a la superficie y si no se cuenta con una agitación, esta fase espumosa ocupa volúmenes grandes con respecto al volumen del cual es originado, por lo que la fase espumosa puede llegar con facilidad a la tubería, donde debiese salir el biogás generado, provocando averías u obstrucciones

Por último, el proceso dentro del reactor anaeróbico se llevó a cabo a una temperatura de 34 °C (limitada por el equipo disponible), la cual es compatible con las bacterias tipo metanogénicas y se encuentra dentro del intervalo óptimo de operación; el valor deseado a utilizar era 35 °C, puesto que se considera el óptimo para este proceso (Abbasi, 2012).

3.2.5 Prueba preliminar a la puesta en marcha

En el reactor biológico se realizó una prueba a 200 psi con todas las llaves cerradas, en cuatro periodos de 20 minutos, con el propósito de encontrar fugas o puntos sensibles y evitar problemas en la marcha, se reforzaron algunos puntos sensibles como las bridas (se utilizó silicón industrial). Asimismo, se reservaron seis muestras del lodo inicial por separado (la primera muestra del lodo sedimentado de la planta), con las siguientes condiciones:

1. Cubierta a la oscuridad, cerrada y abierta.
2. Expuesta al sol, cerrada y abierta.
3. Cubierta a la oscuridad, a la cual se le adicionaba bases o ácidos para mantener el pH en el intervalo 6.5-.7.2 (sulfúrico diluido al 50 %, solución de hidróxido de sodio).
4. Expuesta a la luz solar cerrada, a la cual se le adicionaba bases o ácidos para mantener el pH en el intervalo 6.5-.7.2 (sulfúrico diluido al 50 %, solución de hidróxido de sodio al 1%).
5. Con y sin agitación.
6. Con y sin adición de ácidos o bases.

Ahora bien, en las seis muestras anteriores muestras se observó que se neutralizaban al inicio (el pH bajaba a valores de 5.5-6) mostraron una tendencia a estabilizar el proceso (a valores de 6.5- 7,0 lo que indicó que la fase metanogénica predominaba sobre la fase acidogénica y el proceso se encontraba en marcha), en los lotes posteriores no fue necesario ajustar el pH o el ajuste era mínimo (para ajustar el pH se utilizó hidróxido de sodio al 1%).

En ese sentido, se realizaron pruebas con las siguientes concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT): 930,1543,2867,3390,4687 (+/- 10 ppm); en corridas de prueba para escoger la

concentración de estudio 4787 +/-10 (valor promedio de las muestras tomadas), al dejar reposar 30 minutos la muestra se separa en tres fases: sedimentos, líquido poco concentrado y natas, por medio de la llave de liberación de exceso de agua (manguera verde conectada al reactor), se eliminó líquido hasta obtener una concentración que estuviera en el intervalo de 4600- 5000 SDT (sólidos disueltos totales). En primera instancia, la mayor parte del lodo flotaba esto se puede apreciar en la figura 19 donde el lodo se acumulaba en la parte superior (esto ocurre solamente cuando el lodo está completamente activado en los lotes iniciales), por lo que fue necesario purgarlo desde el homogeneizador (figura 20, la llave de purga se muestra en la imagen de lado derecho e izquierdo).



Figura 20. Natas que se producen dentro del reactor

Fuente: toma propia



Figura 21. La llave de purga se localiza en la parte inferior izquierda en la imagen izquierda se aprecia una tonalidad más clara de la cual se purgaba parte de esa agua para obtener la concentración de agua deseada; la otra llave de purga se localiza arriba a la izquierda

Fuente: toma propia

De tal modo, se realizaron tres lotes de prueba dentro del reactor, los cuales tenían como fin obtener un lodo ya activado, dado que no se contaba con una muestra de una planta operativa

disponible y el arranque de este proceso por lo general es tardado (Metcalf & Eddy, 1995). De acuerdo con estos lotes, se definió la capacidad de operación del prototipo a 25 litros (la capacidad total del digestor es de 36 L), se dejó espacio extra, pues una vez que el proceso estaba en marcha, el biogás arrastró lodo a la superficie lo que ocupa un volumen mayor dentro de biodigestor; en las muestras por separado, las espumas generadas ocupaban el doble del volumen inicial cada 48 horas (sin agitación).

Para concluir, en estas corridas de prueba se observó una situación que en ocasiones se produce en el tratamiento de aguas por medios anaerobios, en este tipo de procesos el contenido dentro del reactor se tornó de color marrón y con el paso del tiempo a rojo intenso (Universidad de salamanca, 2019). Esto conllevó de forma simultánea a un aumento excesivo en el valor de pH, a valores de 10-11 en la escala de pH; de este lote se sacaron cuatro muestras para realizar modificaciones para su estudio, Se trataron como sigue:

1. Se le añadió más materia orgánica con pH neutro.
2. Se neutralizó la muestra.
3. La muestra se dejó tal cual.
4. La muestra se cubrió de la luz y se le añadió materia orgánica: un 20% del volumen total del recipiente.

3.2.6 Estabilización de la entrada del efluente

El pH es un factor determinante en la estabilización del proceso anaeróbico, un lodo estabilizado tiende a mantener una variación baja del pH de influente con el efluente, conocido como factor de Alpha, el cual es la razón de la variación entre ambos valores y mientras éste se acerque más a la unidad, el proceso está más estabilizado. Cuando el pH de la salida del proceso anaeróbico tiende a ser menor a 7, se debe a que el proceso acidogénico domina el proceso; esta etapa es común en procesos anaeróbicos que no contaron con un inóculo de lodo activado procedente de un proceso ya estabilizado, como en este prototipo en el cual el valor del pH debe ajustarse para que el proceso anaeróbico pueda continuar.

Posteriormente, se muestra el valor de salida del pH (figura 21), el cual tiende a un pH bajo con la maduración del lodo; en este paso no se obtuvo una degradación del lodo considerable (mayor al 10 %), por lo que se procedió a ajustar el pH a 7 con hidróxido de sodio anhidro. El ajuste del pH se hizo directamente en digestor anaeróbico principal.

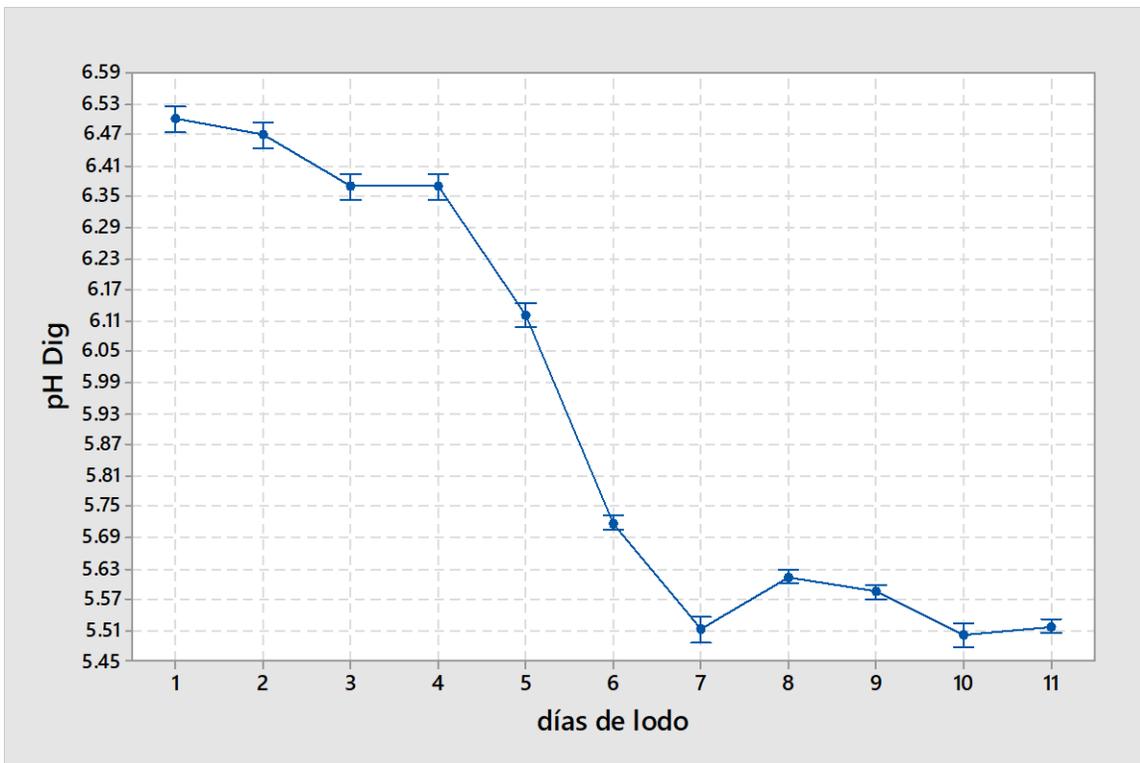


Figura 22. Gráfica de dispersión de pH Dig vs. Días de lodo
Fuente: elaboración propia

Es importante mencionar que después de la adición del hidróxido de sodio en el primer lote, no fue necesario agregarlo en los siguientes lotes (la muestra se tomó después de analizar los datos obtenidos de las muestras del primer lote junto con muestras de las réplicas del lote 1, en las cuales no se observó una variación significativa en el valor del pH), después de que el proceso se estabilizó; el tiempo de estabilización fue de 32 días, el cual se considera corto de acuerdo con las fuentes bibliográficas (en las que establecen un tiempo promedio de 60 días para la estabilización). Esto fue posible debido a la naturaleza del efluente, que contiene grandes cantidades de materia orgánica y la presencia de inhibidores como metales es baja. El registro de la salida del pH se muestra en la figura 22 a continuación:

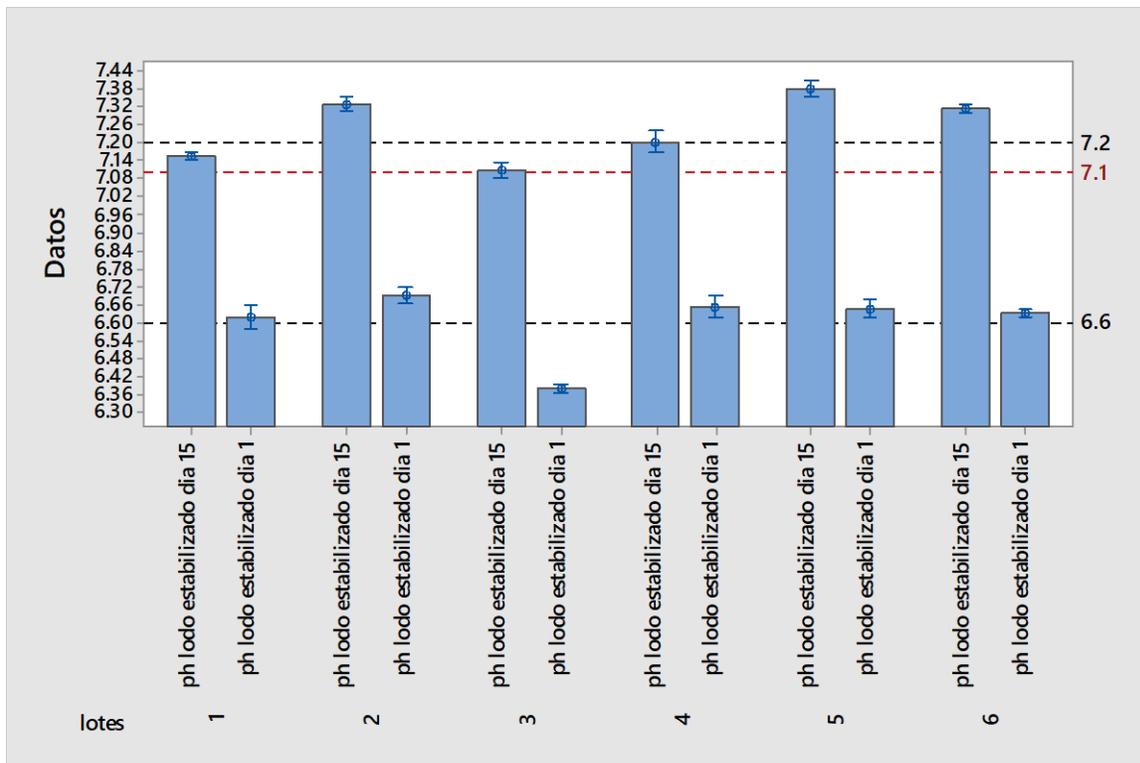


Figura 23. Gráfica de dispersión de pH lodo estabilizado vs. Lotes
Fuente: elaboración propia

Generalmente, el pH de los lotes se mantuvo alrededor de 6.6-7.5 (un pH cercano a 6.6 después de las primeras 24 h y en el intervalo de pH de 7.14 a 7.40 después de 15 días), excepto al inicio del lote 3, en el que se dio una caída del pH, debido a un exceso en la depuración de un 20 % más en sólidos volátiles. Por lo tanto, el tercer lote contó con una mayor cantidad de lodo sin activar, el tiempo extra, en comparación de los otros lotes para alcanzar parámetros similares, fue de 4 días extra. De esa manera, los parámetros principales que se utilizaron para decidir si el reactor estaba operando de manera correcta o no, fueron los siguientes.

- pH: un pH bajo (6.2) podría indicar que la fase acidogénica predominaba sobre la fase metanogénica, y un pH superior a 7.2 (Universidad de las Américas Puebla, 2007). podría deberse a que el proceso metanogénico se encontraba en declive o había finalizado, pues la concentración de carbonatos aumenta a medida que el proceso metanogénico finaliza (Ministerio de energía de Chile, 2011).
- SDT: una disminución baja después de haberse agregado nueva materia orgánica al digestor en los SDT después de ocho días puede indicar que el proceso se ha detenido, por presencia de compuestos inhibidores; esto sucede cuando el pH se ha mantenido estable. Mientras tanto,

cuando la tasa de degradación de SDT se encontraba superior al 60 %, se consideró que el proceso operaba correctamente, solo sí esta degradación/eliminación estaba acompañada de una variación de pH menor a una unidad en la escala de pH y a una producción de biogás que encendiera la flama.

- Conductividad: para el valor deseado de la conductividad se estableció uno menor a los 1000 μ S; este valor solo se consigue en el último paso (segundo filtrado). Un valor alto de la conductividad indicaría que existe una alta concentración de iones en el agua (sales disueltas), para tomar como referencia este valor el valor del pH se debía encontrar en el intervalo de 6.5-7.2.

3.3 Variación del total de sólidos disueltos durante el proceso

Tomando los parámetros descritos como referencia de aceptación, se seleccionaron datos específicos de los lotes efectuados, los cuales fueron representativos de un proceso en correcto funcionamiento.

En la tabla 15 se puede apreciar que, para el segundo lote, el tiempo de retención hidráulica para el líquido sobredrenante es de 20 días, los cuales llegan a disminuir a 18 en el sexto lote (el tiempo de 18 días corresponde a el líquido sobredrenante; la degradación de la materia orgánica tuvo un tiempo promedio de 15 días), esto se debe a la recirculación del digestor al homogenizador y a la conservación adecuada de biomasa dentro del digestor lo que genera una disminución en el tiempo, debido a que un primer contacto de las bacterias con la materia orgánica (lodo) permite a las primeras iniciar el proceso desde el homogeneizador. Como se manifestó en la descripción del proceso, este método experimental propone dividir la degradación de los fangos activados en tres etapas principales: digestión anaeróbica, degradación con bacterias degradadoras de azufre y laguna de maduración; además, como etapas intermedias están la filtración y el homogenizado.

Tabla 15. Registro de la disminución de TDS

pH	Lote	SDT	Muestras	Días del proceso
6.92±0.01	Muestra en bruto lote 2	3502 ±0.2%	Muestra del sed secundario	
6.20±0.01	homogeneizador lote 2 (etapa 1)	4870 ±0.01	Muestra concentrada del homogeneizador	
6.70±0.01	Reactor anaeróbico lote 2 (etapa 2)	4870 ±0.01	Muestra al día 1 en el reactor anaeróbico	
7.12±0.01	Reactor anaeróbico lote 2 (etapa 2)	3200 ±0.01	Muestra del reactor al día 6	
7.20±0.01	Reactor anaeróbico lote 2 (etapa 2)	2850 ±0.01	Muestra al final de la digestión día 12	12
7.50±0.01	Laguna facultativa (etapa 3)	2648 ±0.01	Muestra filtrada del filtro 1, día 1	
7.60±0.01	Laguna facultativa (etapa 3)	1574 ±0.01	Muestra filtrada del filtro 1, día 3	3
8.20±0.01	Laguna aerobia (etapa 4)	1099 ±0.01	Muestra del filtro 2 día 3	
7.32±0.01	Laguna aerobia (etapa 4)	654 ±0.01	Muestra del filtro 2, filtrado dos veces, 4 días	
7.42±0.01	Laguna aerobia (etapa 4)	426 ±0.01	Muestra filtro 2, filtrado dos veces, 5 días	5
6.42±0.01	Agua corriente	250 ±0.01	Muestra de agua corriente (como referencia)	
				20

Fuente: elaboración propia

3.3.1 Efecto de la agitación en el proceso

Una parte fundamental de éste sistema experimental es la agitación (para evitar la formación de natas) y la recirculación de los lodos activados del digestor anaeróbico al homogeneizador; se llevó a cabo una comparación de dos muestras provenientes del mismo lote (lote 2) junto con dos réplicas del mismo lote, para observar los efectos que puede tener la agitación en fangos activados con alta carga de materia orgánica. Para esto se limitaron los factores externos: luz, temperatura, forma del contenedor, entradas de aire, variaciones excesivas de presión y la adición de ácidos o bases.

En ese orden, se lleva a cabo la siguiente comparación: dos contenedores de 4 litros (bolsas con rosca) bloqueados de la luz a una temperatura ambiente, procedentes del lote 2 al inicio de la digestión, sin adición de ácidos o bases; así que a uno de los contenedores se le agitó dos veces por día. Los datos obtenidos se muestran a continuación.

Con los datos de la Tabla 16 se encontró que la agitación puede tener un efecto de mejora en este proceso experimental, encontrándose un mayor impacto al principio, cuando los fangos comienzan a separarse en tres fases (natas, sólidos disueltos y precipitados). Al incluir la agitación, las natas se disuelven y entran en contacto más fácilmente con los microorganismos que utilizan la materia orgánica como sustrato.

Tabla 16. *Efecto de la agitación en muestras de fangos anaerobios en ausencia de luz*

Concentración de sólidos totales disueltos		
Tiempo (días)	Sin agitación	Con agitación
1	4870±2%	4870±2%
10	4290±2%	3830±2%
23	3824±2%	2652±2%
28	3220±2%	2305±2%
36	2760±2%	1820±2%
45	2132±2%	1720±2%

Fuente: elaboración propia

Es importante agregar que, agregar que, el efecto de la agitación no tiene tanto impacto cuando la presencia de la nata era prácticamente nula (para este lote ≈ 2500), pues el fango en ese momento es completamente homogéneo, como se muestra en la figura 23, en la cual se muestra un proceso completamente anaerobio, sin presencia de luz y estabilizado, este no tiene la misma dinámica que un proceso en presencia de luz, como una laguna de maduración o un proceso aerobio.

Por lo tanto, de acuerdo con los datos obtenidos se realizó una réplica con los lotes 4 y 5, ya que se obtuvieron resultados similares.



Figura 24. Muestra de lote 2 al final del proceso anaeróbico, donde se puede apreciar que es totalmente homogénea y la presencia de fases es poco diferenciable
Fuente: toma propia

3.3.2 Efecto de la luz en la degradación de lodos activados

3.3.2.1 Comparación de muestras expuestas a la luz vs. No expuestas a la luz

Para estas muestras se debe considerar lo siguiente: el proceso metanogénico con presencias parciales de luz o completamente expuestas a la luz son procesos tales como las lagunas de maduración, en donde el proceso metanogénico se produce en la parte posterior (figura 24).

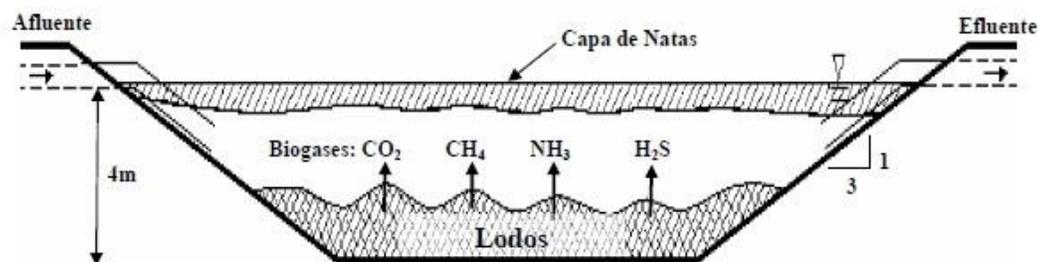


Figura 25. Laguna anaerobia
Fuente: Centro de Ingenieros de Corrientes, 2015

Tomando en cuenta lo anterior, esta forma de operar del proceso se usó para comparar dos muestras del lote 2 y dos muestras del lote 5 (tabla 17 y 18), con las siguientes condiciones de operar: una muestra de cada lote en completa obscuridad ,sin entradas de aire ni adición de ácidos o bases y para comparar una muestra de cada lote expuesta a la luz y al aire parcialmente (al imitar el proceso de una laguna anaerobia), en donde se evaluaron por fases (fase superficial y fase sedimentada) los siguientes parámetros: pH, SDT y sólidos disueltos (sólidos permanentes – sólidos totales).

Tabla 17.comparación del perfil de solidos de la muestra anaeróbica con la laguna anaeróbica

Proceso Anaerobio	Muestra LA	
	g/100 mL	g/100 mL
Neto	100 mL	100 mL
Sólidos suspendidos totales	0.3130 ± 2%	0.3112 ± 2%
Sólidos permanentes	0.236 ± 2%	0.241 ± 2%
Sólidos disueltos totales	0.1096 ± 2%	0.1085 ± 2%
Sólidos filtrables	0.2034 ± 2%	0.2023 ± 2%

Fuente: elaboración propia

Tabla 18.comparación de las muestras anaeróbicas con lagunas anaeróbicas en los parámetros: pH, TDS y tiempo

pH lote 2 anaerobio	Lote 2 anaerobio	Tiempo (días)	pH Lote 2 LA superior	Lote 2 LA superior	Lote 2 LA inferior	pH Lote 2 LA inferior
6.8 ±0.01	4870 ±2%	1	6.8 ±0.01	4870 ±2%	4870 ±2%	6.8 ±0.01
6.88 ±0.01	4290 ±2%	10	7.4 ±0.01	1660 ±2%	5210 ±2%	6.8 ±0.01
6.92 ±0.01	3824 ±2%	23	8.1 ±0.01	1220 ±2%	4541 ±2%	7.4 ±0.01
7.08 ±0.01	3220 ±2%	28	8.7 ±0.01	1107 ±2%	3860 ±2%	7.4 ±0.01
7.12 ±0.01	2760 ±2%	36	9.63 ±0.01	688 ±2%	3602 ±2%	7.8 ±0.01

Fuente: elaboración propia

Estas muestras son poco comparables entre sí debido a la dinámica de su proceso, pero en general es ligeramente más eficiente la laguna anaerobia (tabla 18) que el proceso anaerobio en modo estático por lotes, por ejemplo, en la etapa inicial del proceso, la separación de fases se produce en la primera semana, lo que podría hacer que el tiempo de retención hidráulico sea más

bajo, en contraste con el proceso experimental en condiciones de baja carga orgánica. No obstante, al considerar que el proceso experimental propuesto tiene que ser semibatch o semicontinuo, el proceso de la laguna no es el óptimo debido a las siguientes razones:

- El pH de la laguna tiende a elevarse a valores fuera del valor óptimo para el proceso anaeróbico (Ver tabla 18), lo que ralentiza el proceso metanogénico. Esto debido a que las algas usan dióxido de carbono en su actividad fotosintética (Comisión Nacional del Agua, 2016), ello puede dar lugar a condiciones de pH altos (Metcalf & Eddy, 1995).
- Las lagunas anaeróbicas no están diseñadas para concentraciones elevadas de materia orgánica, por ejemplo, en la concentración utilizada, el tiempo para la degradación de la materia orgánica es elevado; después de los 30 días quedaba aun un 30 % de materia orgánica en proceso de degradación anaeróbica, en el fondo del recipiente (figura 25 inciso B).
- El metano producido en el proceso metanogénico no es aprovechado (Conagua, 2007).

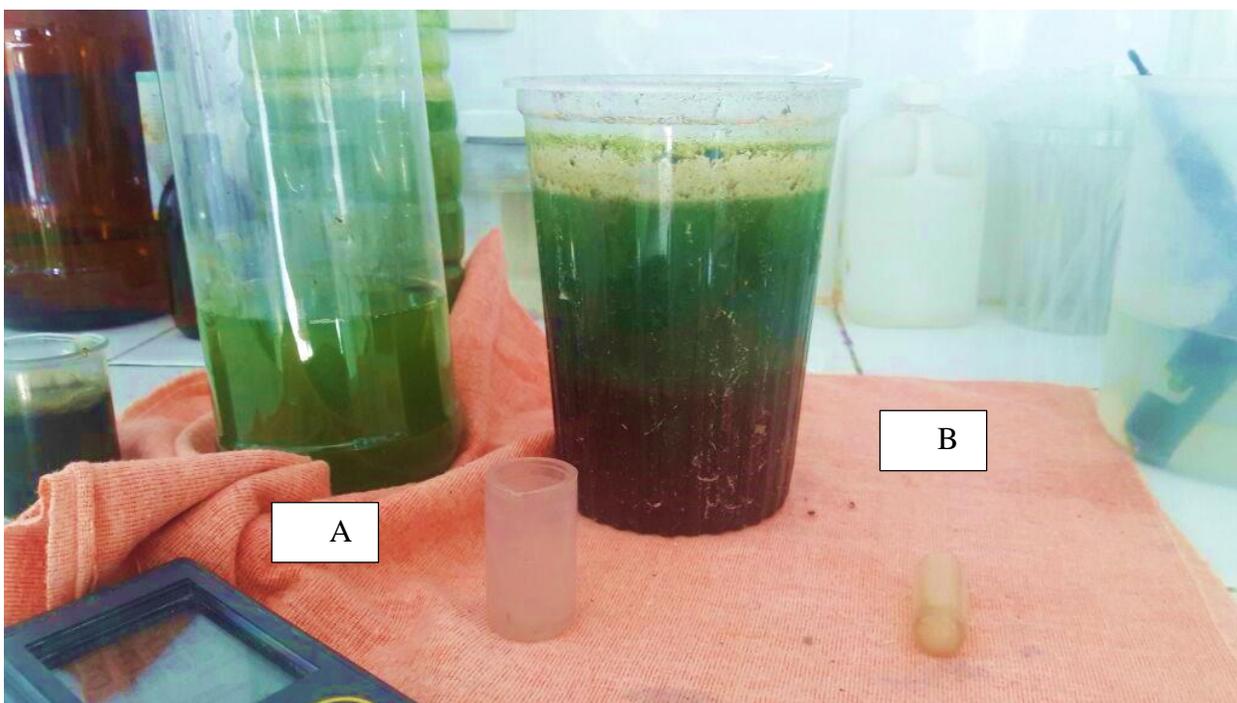


Figura 26. Comparativa de la muestra de LA (inciso B) y la muestra en fase final del proceso (inciso A) experimental.
Fuente: toma propia

Comúnmente, el proceso de laguna anaeróbica no es un proceso óptimo cuando se encuentra en condiciones de alta carga orgánica, pero su capacidad para estabilizar una muestra es elevado,

por esto, se empleó un proceso similar (laguna de maduración) como paso final en el proceso experimental, dado que se consideró oportuno usarlo como proceso de complementación después de la maduración con bacterias reductoras de azufre (se utilizó después de ajustar el pH a 7.0 puesto que a la salida de este paso el pH es de 8-9 en la escala de pH y en ese valor no es adecuado para los microorganismos (microalgas-microorganismos flagelados).

Con esta secuencia se tiene en el caudal de entrada del tercer paso una concentración de SDT de 1400-1800 antes de la filtración; el intervalo suele ser amplio, pues a medida que el número de lotes es mayor, también lo es el número de microorganismos que quedan adheridos en la superficie interna de los contenedores, y a partir de ello, aumenta la eficiencia del proceso (figura 26).

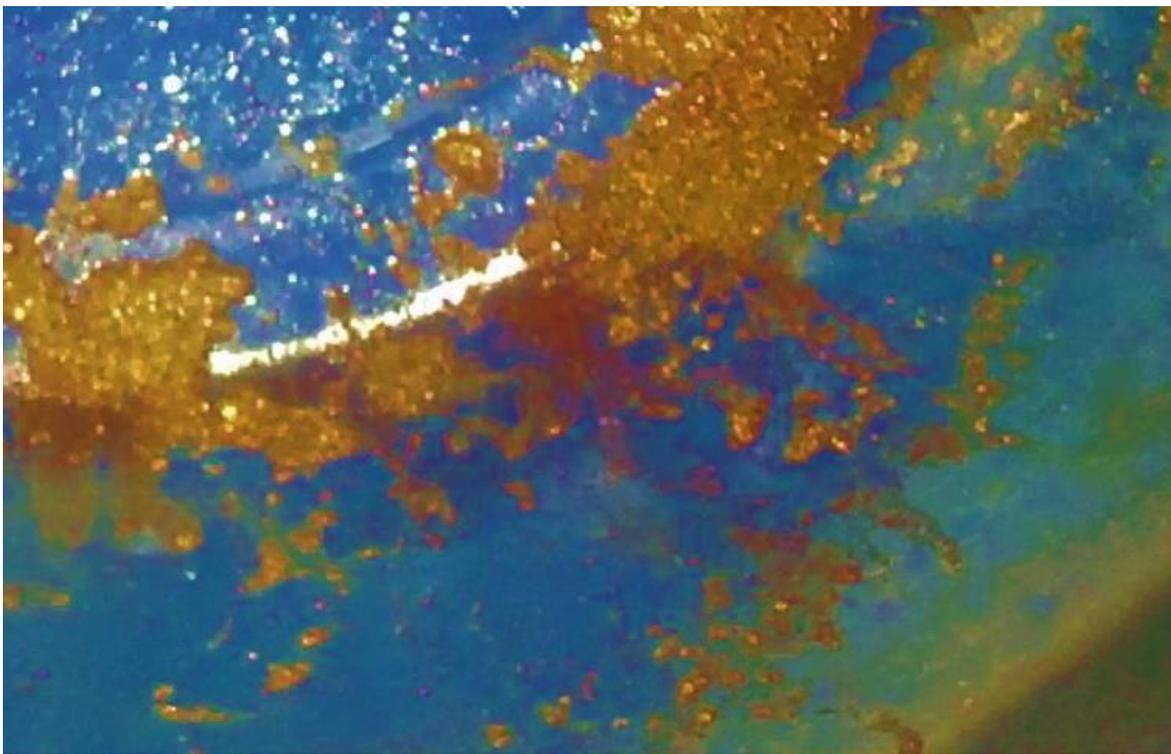


Figura 27. Foto de las paredes internas del filtro inoculado con bacterias reductoras de azufre
Fuente: toma propia

Como puede verse, las zonas rojas son aquellas donde los microorganismos se han adherido y estas aumentan con el número de lotes; los microorganismos quedan adheridos a las paredes.

3.3.3 El efecto del ajuste de pH en el proceso

3.3.3.1 El ajuste del pH durante el proceso

Se observó que el proceso se asocia directamente con los valores de pH (Metcalf & Eddy, 1995), durante la fase 2 del experimento, el valor del pH tiende a aumentar a valores por encima de 9 en la escala de pH debido a la acumulación de carbonatos; y si el valor del pH no se ajustaba a valores cercanos pH 7 (+/- 0.5) el proceso se frenaba. Para pasar a la etapa 4, se evidenció este comportamiento de nuevo más notoriamente, al ser necesario ajustar el valor del pH diariamente para disminuir el valor de la retención hidráulica, que en un inicio era de 6 días a 3 en los últimos tres lotes.

4 CAPÍTULO IV

4.1 Resultados y análisis

Los resultados del presente trabajo se mencionan en este apartado.

4.1.1 Demanda biológica de oxígeno valores no aplicables entre etapas

Con respecto a los valores que se mostraron en la tabla 19, se exponen en la remoción de DBO₅ y pH valores no aplicables; para la DBO₅ esto se debe a que el proceso en la etapa 1 es un proceso anaeróbico, por lo que el oxígeno disuelto es bajo y tiende a 0 conforme avanza el proceso anaeróbico.; como lo mencionan Metcalf & Eddy (1995) y Ramalho (1996) el valor de la DBO₅ está relacionado directamente con el oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica durante los primeros cinco días de biodegradación, dado que las etapas 1 y 2 son procesos anaeróbicos (figura 1; la fermentación iniciada en la etapa 1 [homogenizador anaerobio] es anaeróbica al igual que la oxidación anaeróbica y la metanogénesis presentes principalmente en la etapa 2 [digestor anaeróbico]) el valor de la DBO₅ procedente del influente de la PTAR disminuye desde 193 mg/L (valor promedio de julio) hasta 6.4 mg/L al final de la etapa 1 (homogenizador anaerobio) y al inicio de la etapa 2 (digestor anaeróbico); el valor de la DBO₅ de 6.4 mg/L no se consideró por separado como un indicador de la calidad del agua ya que al tomarse por separado supondría que la calidad del agua es aceptable de acuerdo al criterio <6 y ≤ 30 mg/L como lo menciona la SEMARNAT (2014), el valor de la DBO₅ de 6.4 mg/L está acompañado del valor de 3680 mg/L de SST y un valor de DQO de 405 mg/L al inicio de la etapa 2 (valores que indican que la muestra se encuentra fuertemente contaminada bajo el mismo criterio de la SEMARNAT (2014)) por lo que el valor de la DBO₅ solo es un indicador de la decadencia de la actividad microbiana aerobia al inicio de la etapa 2 y está relacionado directamente con el valor del oxígeno disuelto el cual tiende a ≈ 0 en la etapa 2 (valor necesario para el proceso anaerobio); como lo menciona Pulla, (2007) “Los niveles de oxígeno disuelto por debajo de 3 ppm dañan a la mayor parte de los organismos acuáticos y por debajo de 2 ó 1 ppm los peces mueren”(p.1), por lo que al final de la etapa 2 se consideró etapas complementarias que favorecieran la re oxigenación del caudal para su posterior recirculación al inicio de la PTAR. Por

lo tanto al considerar la eficiencia del proceso propuesto en términos de DBO₅ solo sería aplicable si se toman los valores del influente y del efluente del prototipo (≈ 49.022 para este caso el valor promedio en el periodo de experimentación es de 40.03) y por tanto no se consideró aplicable considerar una eficiencia en términos de DBO₅ entre etapas (1 a 3) del proceso propuesto ya que no sugiere una mejor calidad del agua, sino una condición que surge al final de la etapa 1.

Tabla 19. Comparativa del caudal presente en el digestor lote 4 vs Salida lote 4

Lodo Estabilizado	Parámetro	mg/L	ppm	Norma de referencia/método	remoción de la etapa 2 a la etapa 4
3680±1%	Sólidos suspendidos totales (SST)	145	145±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	96.05 %
1892±1%	Sólidos totales fijos (STF)	76	76±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	95.98 %
2780±1%	Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	81.8	81.8±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	97.05 %
8572±1%	Sólidos totales (ST)	569	569±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	93.36 %
900±1%	Sólidos suspendidos fijos (SSF)	63.2	63.2±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	92.97 %
			mg/L		
405±1%	DQO	mg O ₂ /L	180±1%	NMX-AA-030/1-SCFI-2012 /método de Hach	55.55 %
6.46±0.01%	DBO ₅	mg/L	25.46±0.01%	NMX-AA-028-SCFI-2001	NO APLICA
Presente	Materia flotante	presente/ausente	AUSENTE	NMX-AA-006-SCFI-2010	100%
28.87±0.1	Nitrógeno total	mg/L	12.2±0.1	NMX-AA-026-SCFI-2010	57.74 %
13.64±0.1	Fosforo total	mg/L	6.1±0.1	método de Hach	55.27 %
6206±0.2%	Conductividad	μS/cm	854±0.2%	NMX-AA-093-SCFI-2000	86.23 %
6.6±0.01	pH	n/a	7.68±0.01	NMX-AA-008-SCFI-2016 MEDIDOR DE PH Y	NO APLICA
4892±2%	TDS	mg/L	424±2%	CONDUCTIVIDAD HI 991300 - HI 991301	91.33 %
7.5±1%	Solidos sedimentables	mg/L	0.1±1%	NMX-AA-004-SCFI-2013	98.66

Fuente: elaboración propia

4.1.2 Valores de pH no aplicables entre etapas

Con el pH se tienen valores no aplicables como "remoción", puesto que en este proceso el pH se ajustó constantemente a lo largo de este para disminuir el tiempo de retención hidráulica, en el final de esta etapa laguna de maduración (etapa 3), el pH tendería a valores cercanos a 9 debido a la acumulación de carbonatos (Comisión Nacional del Agua); el valor del pH a lo largo del proceso varía de acuerdo a las etapas del proceso, ajustándose constantemente entre etapas para adecuarse a la microbiología de la etapa en la que se encuentra el caudal como lo mencionan Metcalf & Eddy, (1995) "El intervalo de concentraciones adecuado para la adecuada proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y crítico", por lo tanto el valor del pH de 7.18 procedente del influente de la PTAR se controló y monitoreó en todas las etapas del proceso; en la primera etapa del proceso (homogenizador anaerobio) el pH tiende a valores cercanos a 5.5, de acuerdo a Soubes (1994), "Las especies metanogénicas presentan una actividad óptima cuando el pH se establece en un rango de 6.5 y 7.2, mientras que si el pH se sitúa en torno a 6.2, las condiciones ácidas favorecen a las especies acidogénicas presentando una aguda toxicidad para las arqueobacterias metanógenas (como se citó en Contreras, 2017); por lo que en la etapa 1 (homogenizador anaerobio) el pH se ajustó con hidróxido de sodio en el intervalo 6.2-6.8, este se estableció para favorecer condiciones acidogénicas en el homogenizador anaerobio y evitar la acumulación de metano dentro del mismo (las réplicas paralelas del homogenizador presentaron generación pobre de gases que no encendían a la llama y el gas proveniente de la misma al estar en contacto con una solución de hidróxido de sodio reaccionaba para convertirse en carbonato de sodio y agua, siendo un indicador de que el gas generado fue principalmente dióxido de carbono aprox. 99%); en la etapa 2 del proceso (digestor anaeróbico) el pH se priorizó el valor del pH en el intervalo 6.6-6.8 para mantener un rango apropiado para el proceso metanogénico (la medición porcentual del gas generado de las réplicas después del cuarto día indicaron una proporción de 61% de metano con respecto al dióxido de carbono el cual se encuentra en el rango de 55-65% mencionado por Paredes, (2018)); como lo menciona la CONAGUA, (2017) "el pH de las lagunas facultativas en la capa aerobia debe estar entre 8 a 10 y en el fondo de la laguna en el rango de 6.5 a 7.5"; por lo tanto para la etapa 3 (laguna facultativa) el valor del pH se ajustó en el intervalo 7.2 – 7.5 (el ajuste del pH se realizó con una disolución de ácido sulfúrico al 50%), en la etapa 4 se ajustó en el intervalo 7 – 7.5 el pH. Como se mencionó el pH se ajustó en cada una de las etapas del prototipo propuesto (para favorecer la microbiología del proceso en cada etapa), por lo que la variación

del pH en las etapas de prototipo por sí solo no un un indicativo de la calidad del agua sino mas bien un factor imprescindible de la microbiología de cada etapa en el proceso.

4.1.3 Perfil de sólidos

La mayor remoción se encuentra en el perfil de sólidos (tabla 19), pues en este proceso un 96 % (valor promedio de este lote) es removido, o retenido dentro del proceso, ya sea dentro de los filtros o dentro del digester (materia sedimentable que ayuda a conservar biomasa activa entre lotes). Los sólidos filtrados en el filtro 1 y el filtro 2 son sólidos inertes que después de la segunda etapa presentan poca actividad biológica (figura 27), la relación de la actividad biológica y la remoción o retención de solidos se debe a la naturaleza de los sólidos retenidos, los cuales son sólidos fijos (solidos suspendidos fijos y solidos disueltos fijos retenidos por sedimentación en el digester anaerobio y filtrados mecánicamente en los filtros), los sólidos complementarios que componen los sólidos totales presentes en el agua residual (suspendidos volátiles y disueltos volátiles), corresponden a la materia orgánica presente en el caudal y los cuales son degradados en las etapas 1 a 4 por los procesos biológicos descritos anteriormente.



Figura 28. Filtro 1
Fuente: toma propia

De acuerdo con esta figura, los sólidos que quedan atrapados (sólidos como los adheridos a las paredes internas del contenedor) presentan poca o nula actividad biológica (solidos suspendidos fijos y solidos disueltos fijos).



Figura 29. Réplica miniatura del filtro 2
Fuente: toma propia

Como puede evidenciarse en la Figura 28, la muestra de la izquierda es una muestra de la etapa 2 (digestor anaerobio), el contenido del recipiente de en medio (color café) pertenece a la etapa 3 (muestra de la etapa 3 para determinar el tiempo de retención); en la figura 28 se aprecia el caudal en la etapa 3 el cual no presenta sólidos que puedan sedimentar o materia orgánica visible, la cantidad de SST en esta etapa en promedio es de ≈ 373 ppm (≈ 373 mg/L, este valor de la calidad de agua de acuerdo a la SEMARNAT, (2014) es considerado como contaminada; en la etapa 4 [laguna aerobia], se pretende alcanzar valores de la calidad del agua aceptables de acuerdo al criterio de la SEMARNAT; el valor de SST en la etapa 4 fue de 145 mg/L el cuál se encuentra dentro del criterio pretendido).

4.1.4 El uso de los sólidos totales disueltos como medida muestral

En este proceso experimental se empleó constantemente este parámetro (SDT), en relación con valores de pH entre 6.5-7.5 como unidad de control por su practicidad, esto es de utilidad cuando hay diferencias en las etapas del proceso (figura 29). La norma NMX-AA-034-SCFI-2015 muestra la relación entre los sólidos disueltos totales y los sólidos suspendidos totales la cual está dada por la ecuación: $SDT = (ST) - (SST)$.

Las mediciones SDT (sólidos totales disueltos) y SST (sólidos suspendidos totales) componen los sólidos presentes en el caudal de estudio; el perfil completo de los sólidos presentes en el

caudal son medidas que muestran mejor la composición del fango presente en el caudal (ver tabla 20), pero el procedimiento para la obtención del perfil de sólidos demora por lo menos 6 horas de acuerdo a la norma NMX-AA-034-SCFI-2015 por lo que se utilizó la medición de la SDT como referencia para el monitoreo y control de las muestras a lo largo del día así como las réplicas de cada muestra, dejando así la medición del perfil de sólidos para el monitoreo de la calidad del agua al inicio y al final de cada etapa.

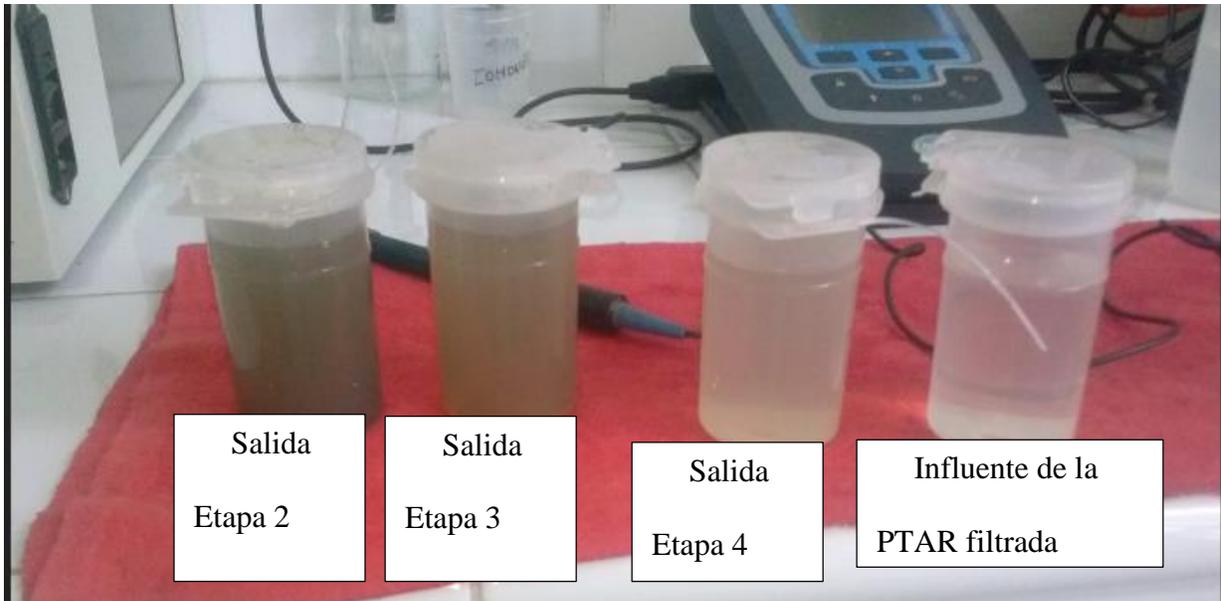


Figura 30. Muestras de la etapa 2 (digestor anaeróbico), etapa 3 (laguna facultativa), etapa 4 laguna aerobia filtrada (neutralizada a un pH 7.0) y muestra de agua filtrada del influente de la PTAR
Fuente: toma propia

Tabla 20. Perfil de sólidos de la etapa 2 vs salida de la etapa 4

medición	digestor lote 4 etapa 2 mg/L	salidas lote 4 etapa 4 mg/L	remoción %
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	4892 ±0.01	424 ±0.01	91.3327882%
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	3680 ±0.01	145 ±0.01	96.0597826%
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	2780 ±0.01	81.8 ±0.01	97.057554%
Sólidos Totales (ST)	8572 ±0.01	569 ±0.01	93.3621092%
Sólidos Totales Volátiles (STV)	6680 ±0.01	493 ±0.01	92.6197605%
sólidos disueltos volátiles (SDV)	3900 ±0.01	411.2 ±0.01	89.4564103%
sólidos disueltos fijos (SDF)	992 ±0.01	12.8 ±0.01	98.7096774%
sólidos suspendidos fijos (SSF)	900 ±0.01	63.2 ±0.01	92.9777778%
sólidos totales fijos (STF)	1892 ±0.01	76 ±0.01	95.9830867%

Fuente: elaboración propia

Como lo mencionan Crites & Tchobanoglous, (2000) las mediciones de SDT (sólidos disueltos totales), SST (sólidos suspendidos totales) y ST (sólidos totales) se pueden utilizar para estimar la reutilización potencial del agua residual, así bien con los valores mostrados en la tabla 20 se consideró que el caudal proveniente de la etapa 4 podría ser recirculado al inicio de la PTAR ya que la mayor parte de los sólidos fueron removidos y la calidad del agua es comparable con el influente de la PTAR. Las mediciones de los sólidos están relacionadas de acuerdo a las fórmulas descritas en la norma NMX-AA-034-SCFI-2015 (medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas) siendo los STV la medición que representa a la materia orgánica, la cual está implícita en las mediciones de SST y SDT siendo la medida de SST la usada comúnmente como medida de desempeño de las unidades de tratamiento y con propósitos de control (Crites & Tchobanoglous, 2000), como se mencionó anteriormente los SST y los SDT están relacionados tal como sigue $SDT = (ST) - (SST)$ en el desarrollo de las mediciones la relación entre ambas mediciones se mantuvo cuando realizó la medición en muestras homogéneas (cuando el fango presente en cada etapa se encontraba disuelto, mas sin embargo en los momentos de separación de fases al inicio de las etapas 1 y 2 fue imprescindible la realización del perfil de sólidos completo).

4.1.5 Valores de la conductividad en el proceso

Los valores de la conductividad fueron aceptables en los valores obtenidos de acuerdo al criterio de la SEMARNAT, (2014), por lo que no se continuó con procesos complementarios (ultrafiltración, aumento del tiempo de retención hidráulico, entre otros). El valor de la conductividad está vinculado con las sales disueltas y la cantidad STF (sólidos totales fijos), este valor final 854 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tomado del lote 4 en la salida de la etapa 4 [laguna aerobia]) se encuentra en el intervalo similar de acuerdo al intervalo descrito por la Comisión nacional del agua conagua, (2016) en el manual referente a lagunas de estabilización en el que menciona que el valor de la conductividad varió de 800 a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en una laguna de estabilización primaria, el valor de la conductividad está relacionado con la medida de la salinidad del agua y no decrece en lagunas de estabilización (Comisión nacional del agua conagua 2016), por lo tanto se podría considerar que los valores de remoción de la conductividad relacionados a las mediciones de sólidos suspendidos fijos (SSF) y sólidos disueltos fijos (SDF) se removieron en las etapas 1 a 3 por sedimentación y filtración mecánica.

4.1.6 Tiempo de retención hidráulico en el proceso experimental

El tiempo de retención hidráulico se determinó experimentalmente a través de los valores de salida de cada una de las etapas. Al inicio fue de 20 días, con el paso de tiempo aumentó su eficiencia, al reducir a 18 el tiempo de retención hidráulico y la eficiencia del proceso. La calidad del caudal de salida mejora con respecto al incremento del número de lotes, como se muestra en la figura 30:



Figura 31. Variación del caudal de salida de diferentes lotes
Fuente: toma propia

Es importante aclarar que, los vasos de precipitados (enumerados de izquierda a derecha) corresponden a los lotes 1, 4 y 5; el lote 1 es el vaso 4, el primer y tercer vaso pertenecen al lote 5 y el segundo vaso al lote 4; este tiempo de retención hidráulico se basa principalmente en el digester anaeróbico (etapa 2) el cual se realizó para operar con la dinámica de un reactor anaeróbico de alta carga el cual opera con una retención de 15 días o menos, con agitación y temperatura controlada (Ros, 2011), por lo que tiempo restante de la retención correspondiente a las etapas 3 y 4 corresponden al tiempo necesario para adaptar el líquido sobredrenante del digester anaeróbico a condiciones aerobias y aptas para su reincorporación al influente de la PTAR esto es incrementando el oxígeno disuelto a través de las etapas 3 y 4 que simulan lagunas facultativas y lagunas aerobias, al tratarse del líquido sobredrenante (líquido filtrado al final de la etapa 2 en el cual la materia orgánica presente solo se encuentra disuelta [SST y SDT]) el tiempo de retención en las lagunas de maduración disminuye y problemas relacionados a la sobrecarga de material orgánico mencionados por la Conagua, (2007) no se observaron y el tiempo de retención en la etapa 4 se estableció al momento en el que se observaron las mediciones de SST, DQO y DBO₅ en el intervalo de la calidad del agua como aceptables y que cumplan con la norma NOM-001-

SEMARNAT-1996.; con respecto a las mediciones de N y F a que se encontraran en los limites de descarga mencionados en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

4.1.7 Consideraciones finales

- A. Aunque el caudal cumple con la norma para descargas de aguas tratadas, es necesario utilizar etapas de tratamiento terciario, ya que el proceso propuesto es un proceso secundario y no está planteado para una descarga directa a un cuerpo receptor de agua, podría ser preferible utilizar como procedimiento final la floculación y coagulación, o recircular al inicio de la PTAR, que en este caso un proceso aerobio es compatible con la salida del proceso propuesto para el tratamiento de fangos.
- B. La etapa 2 puede generar olores si no se ha llevado a cabo la etapa 1, por lo que el uso de un filtro biológico podría ser requerido.
- C. Las concentraciones de metales pesados o compuestos recalcitrantes no han sido determinados y son inherentes al influente de la PTAR por lo tanto al recircular el caudal procedente de la etapa 4 al inicio de la PTAR se podría reducir la probabilidad de incumplir la legislación vigente ya que la PTAR en su proceso utiliza la floculación/sedimentación en caso de descargas puntuales que llegarán a la PTAR.
- D. Los tiempos de retención en las etapas 3 y 4 (laguna facultativa y laguna aerobia) se llevaron a cabo a temperatura ambiente; el tiempo de retención de la etapa 4 se puede aumentar para conseguir valores aceptables de SST, DBO₅ y DQO en condiciones de poca luz solar que afecten a la etapa 4.
- E. Los tiempos de retención de etapas 3 y 4 pueden no ser los óptimos al no tener aireadores que faciliten la reoxigenación.
- F. La caracterización del fango presente en el digestor anaeróbico, así como la salida del caudal del prototipo (salida de la etapa 4) se muestran en resumen en la tabla 21, la cual pertenece a las mediciones realizadas en el lote 4, el cual se consideró representativo de los 6 lotes analizados en el periodo julio a septiembre.
- G. La salida del prototipo se muestra en la tabla 21 y corresponde a la fila de “Salida del prototipo (etapa 4)” siendo estos valores adecuados para reincorporar el caudal de la salida del prototipo al influente de la PTAR.

Tabla 21 caracterización del digestor anaeróbico (etapa 2) y de la salida del prototipo (salida de la etapa 4)

Lodo Estabilizado (etapa 2)	Parámetro	mg/L	Salida del prototipo (etapa 4) ppm	Norma de referencia/método	remoción de la etapa 2 a la etapa 4
3680 ±1%	Sólidos suspendidos totales (SST)	145	145 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	96.05
6680 ±1%	Sólidos Totales Volátiles (STV)	493	493 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	92.61
1892 ±1%	Sólidos totales fijos (STF)	76	76 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	95.98
2780 ±1%	Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	81.8	81.8 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	97.05
8572 ±1%	Sólidos totales (ST)	569	569 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	93.36
900 ±1%	Sólidos suspendidos fijos (SSF)	63.2	63.2 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	92.97
3900 ±1%	sólidos disueltos volátiles (SDV)	411.2	411.2 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	89.45
992 ±1%	sólidos disueltos fijos (SDF)	12.8	12.8 ±1%	NMX-AA-034-SCFI-2015	98.70
405 ±1%	DQO	mg O2/l	180	NMX-AA-030/1-SCFI-2012 /método de Hach	55.55
6.46 ±0.01	DBO5	mg/l	25.46 ±0.01	NMX-AA-028-SCFI-2001	NO APLICA
Presente	Materia flotante	presente/ausente	AUSENTE	NMX-AA-006-SCFI-2010	100%
28.87 ±0.1	Nitrógeno total	mg/l	12.2±0.1	NMX-AA-026-SCFI-2010	57.74
13.64 ±0.1	Fosforo total	mg/l	6.1±0.1	método de Hach	55.27
6206 ±0.2%	Conductividad	µS/cm	854 ±0.2%	NMX-AA-093-SCFI-2000	86.23
6.8 ±0.01	pH	pH	7.68 ±0.01	NMX-AA-008-SCFI-2016 MEDIDOR DE PH Y	NO APLICA
4892 ±2%	TDS	mg/l	424 ±2%	CONDUCTIVIDAD HI 991300 - HI 991301	91.33
7.5±1%	Sólidos sedimentables	ml/l	0.1	NMX-AA-004-SCFI-2013	98.66
1100	Coliformes totales	NMP/100 ml	43	NOM-112-SSA1-1994/3m	96.09

Fuente: elaboración propia

CONCLUSIONES

- El uso de digestores anaeróbicos con el caudal normal observado es compatible con procesos anaeróbicos para el manejo de fangos en Morelos cuando estos se combinan con lagunas facultativas y de maduración para tratar en estas el líquido drenado procedente de los digestores anaeróbicos.
- El diseño realizado y correspondiente a la etapa 2 (digestor anaeróbico) corresponde a un reactor anaeróbico de alta tasa descrito por Ros, (2011) en el cual la agitación y la temperatura son parámetros controlados (la cual se fijó en 34 °C), el diseño del prototipo se basó en los reactores UASB (para la entrada y salida del caudal y la recolección de los gases), en los reactores de contacto anaerobio (posición de la agitación) con la modificación en la salida del efluente se colocó un medio filtrante (polietileno expandido) pudiendo así conservar la mayor cantidad de biomasa dentro de la etapa 2.
- El prototipo realizado se probó en la PTAR casas del rio en los meses de mayo a octubre del 2017 siendo el periodo operativo en los meses de julio a septiembre del 2017; sirviendo como indicadores de la calidad del efluente las mediciones de SST, DBO₅ y DQO principalmente y limitado a un tiempo esperado de retención máximo de 25 días.
- La caracterización del fango presente en el digestor anaeróbico, así como la salida del caudal del prototipo (salida de la etapa 4) siendo estos valores adecuados para reincorporar el caudal de la salida del prototipo al influente de la PTAR.
- El tratamiento de los fangos procedentes de los sedimentadores con digestores anaeróbicos de alta tasa podría generar beneficios a largo plazo en la reducción de olores hacia la comunidad, y el biogás generado podría ser utilizado como fuente de energía y utilizarse para la PTAR; sin embargo el tiempo de retención hidráulica es un tiempo considerablemente alto con respecto a los procesos aerobio por lo que se podría considerar los reactores de alta tasa como un proceso complementario para aprovechar las altas cargas de materia orgánica generadas en plantas de tratamiento con alta generación de fangos biológicos como una posiblemente fuente energía para la maquinaria de los procesos aerobios y los costos de operación.
- El ajuste del pH en procesos anaeróbicos en los reactores de alta carga orgánica en el tratamiento de aguas podría aumentar la eficiencia del proceso, así como la agitación dentro de reactores de alta carga puede tener un efecto positivo cuando existe presencia de natas

(procesos anaeróbicos completamente aislados de la luz, las lagunas de maduración o anaerobios tienen una dinámica diferente, este punto no aplica para esos procesos), al tener un mejor efecto en la en la disolución de natas, y mantener así, la materia orgánica en solución y disponible para los microorganismos, siendo así que pueden degradar una mayor cantidad de materia orgánica en un tiempo menor que los procesos anaerobios tradicionales en el tratamiento de aguas el cual puede ser de 15 días o menos (Ros, 2011), otro factor en consideración es que este tipo de reactores es que pueden realizar una degradación de la materia orgánica en un espacio más reducido y posiblemente adaptarse a la infraestructura existente.

BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, T. (2012). *Biogas Energy*. Abbasi S.A.

Abbasi, T., Tauseef, F., & Abbasi, F. (2012). *Biogas energy*. New York: Springer.

Agbar agua. (2012). *Cloro residual*. Recuperado el 02 de 04 de 2019, de Aquapest region de murcia: <http://www.aquagest-regiondemurcia.es/img/contenidos/1/ficha-sobre-calidad-del-agua.pdf>

Aguas residuales. (2008). *Sistema de tratamiento de aguas residuales por lodos activos*.

Recuperado el 01 de 01 de 2019, de Aguasresiduales wordpress:

<https://aguasresiduales.wordpress.com/category/tratamiento-de-aguas-residuales/>

Ambientum. (2013). *Dureza de las aguas*. Recuperado el 02 de 04 de 2019, de Ambientum:

https://www.ambientum.com/enciclopedia_medioambiental/aguas/dureza_de_aguas.asp

Batero, Y., & Cruz, E. (2007). *Evaluación de filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFAs) con medio de soporte en guadua para la remoción de materia orgánica de un agua residual sintética*. Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira. Obtenido de Universidad

Tecnológica de Pereira:

<http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/821/6283B328.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Burgos, A. J., Suárez López, J., & Ures Rodríguez, P. (2014). *FICHAS TÉCNICAS DE PROCESOS UNITARIOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE LA INDUSTRIA TEXTIL*. Coruña: INDITEX.

C. TOMEI, M., M. BRAGUGLIA, C., CENTO, G., & MININNI, G. (2009). Modeling of Anaerobic Digestion of Sludge, *Critical Reviews in Environmental Science and*

Technology, 39:12, 1003-1051,. <https://www.tandfonline.com/>. Recuperado el 01 de 04 de 2019, de <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380801977818>

Centro de Ingenieros de Corrientes. (2015). *Lagunas de estabilización*. Obtenido de <http://cic-corrientes.com.ar/index.php/temas-de-ingenieria-2/lagunas-de-estabilizacion/>

Comisión Nacional del Agua. (2016). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Recuperado el 12 de 01 de 2019, de Mapas con agua: <http://www.mapasconagua.net/libros/SGAPDS-1-15-Libro47.pdf>

Comision nacional del agua conagua. (2016). *Manual de agua potable,alcantarillado y saneamiento operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: pretratamiento y tratamiento primario*. Mexico distrito federal : Semarnat. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2016/04/SGAPDS-1-15-Libro46.pdf>

Conagua. (2007). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Obtenido de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/Libros/10DiseñoDeLagunasDeEstabilizacion.pdf>

CONAGUA. (2017). *Manual de Agua Potable,Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Lagunas de Estabilización*. Mexico D.F.: SEMARNAT.

Contreras, A. (2017). *Ensayo de estabilización y reparación de digestores anaerobios, con residuos industriales y agroalimentarios, en un proceso de co-digestión anaerobia*. Universidad de Sevilla, DEPARTAMENTO DE CRISTALOGRAFÍA, MINERALOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA. Sevilla: Universidad de Sevilla. Recuperado el 10 de 12 de 2018, de <https://idus.us.es/xmlui/handle/11441/75912>

Contreras, A. J. (2017). *Ensayo de estabilización y reparación de digestores anaerobios, con residuos industriales y agroalimentarios, en un proceso de co-digestión anaerobia.*

DEPARTAMENTO DE CRISTALOGRAFÍA, MINERALOGÍA Y QUÍMICA

AGRÍCOLA. Sevilla: universidad de Sevilla. Obtenido de

<https://idus.us.es/xmlui/bitstream/handle/11441/75912/Tesis%20Antonio%20Jos%C3%A9%20Alonso%20Contreras.pdf?sequence=1>

Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones.* Santafé de Bogotá: McGraw-Hill, 2000.

Díaz, M. (1987). Reactores anaeróbicos de alta tasa. *Ingeniería e Investigación.* 4(2), 11-18.

Obtenido de Universidad Nacional.

Etap. (s.f.). *Características de las aguas residuales.* Obtenido de Ciudad Usal:

<http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/Caracteristicas.PDF>

Fuentes Rivas, R. M., Ramos Leal, J. A., Jiménez Moleón, M., & Esparza Soto, M. (08 de 2015).

Revista internacional de contaminación ambiental. Obtenido de

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000300005

Gandarillas, J. L. (2011). *Eoi escuela de organización industrial.* Obtenido de Eoi:

<https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/21987/calculos-y-dimensionado-de-lodos-activos-y-decantacion-secundaria>

Hernández Muñoz A., Hernández Lehmann A., & Galán Martínez P. (2004). *Manual de depuración de Uralita.* Madrid: Thomson Paraninfo.

López, J. (2005). *Simulación del tren de tratamiento de agua residual, anaerobio-aerobio de la empresa Empacadora San Marcos S.A. de C.V., mediante la utilización de modelos*

-
-
- matemáticos resueltos en software*. Universidad de las Américas Puebla , Departamento de Ingeniería Química y Alimentos. Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas Puebla. Puebla: Universidad de las Américas Puebla. Recuperado el 3 de 11 de 2018, de http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/meiq/arenas_1_jr/capitulo4.pdf
- Maldonado González, M. A. (2007). *Tratamiento Anaerobio de Aguas Industriales*. Universidad de las Américas. Puebla: Universidad de las Américas Puebla. Obtenido de http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/lpro/maldonado_g_ma/capitulo3.pdf
- Márquez Vázquez, M., & Martínez González, S. (01 de 01 de 2011). *Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o UASB) Antología*. Antología, Centro Tecnológico Aragón , Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Aragón. Recuperado el 29 de 03 de 2020, de aula.aguapedia.org/:
http://aula.aguapedia.org/pluginfile.php/11619/mod_resource/content/0/RAFA.pdf
- Martí, N. (2006). *Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process*. Obtenido de Bookpump: <http://www.bookpump.com/dps/pdf-b/1123329b.pdf>
- Martínez, R. (20 de 12 de 2013). Abandonan 452 plantas de agua. (A. Valle, Entrevistador) Recuperado el 11 de 12 de 2018, de <https://www.elfinanciero.com.mx/archivo/abandonan-452-plantas-de-agua>
- medidordeph.com. (5 de Agosto de 2014). *medidordeph*. Obtenido de medidordeph.com: <https://medidordeph.com/blog/2014/08/oxigeno-disuelto/>
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales*. California: Mac Graw Hill.
- Ministerio de energía de Chile. (2011). *Manual de biogas*. Santiago de Chile: Ministerio de energía de Chile.

-
-
- Morales, P. (2005). *Digestión anaerobia de lodos de plantas de tratamiento de aguas y su aprovechamiento*. Puebla: Universidad de las Américas Puebla.
- Paredes, A. (2018). *Planta de producción de energía eléctrica a partir de biogás de vertedero, aplicado en república dominicana*. Cartagena: Universidad politecnica de Cartagena. Obtenido de Universidad Politécnica de Cartagena. [Trabajo Fin de Máster]: <http://repositorio.upct.es/bitstream/handle/10317/6805/tfm-par-pla.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Pimentel, H. (2017). *Las aguas residuales y sus efectos contaminantes*. Obtenido de iagua: <https://www.iagua.es/blogs/hector-rodriguez-pimentel/aguas-residuales-y-efectos-contaminantes>
- Portales, R. (30 de noviembre de 2011). *AGUA & MEDIO AMBIENTE*. Obtenido de AGUA & MEDIO AMBIENTE: <http://agua-medioambiente.blogspot.com/2011/11/reactor-demanto-de-lodos-y-flujo.html>
- Pulla, E. P. (2007). *CALIDAD DE AGUA TRABAJO DE INVESTIGACION OXIGENO DISUELTO (OD)*. ESCUELA SUPERIOR POLITECNICA DEL LITORAL (ESPOL). Ecuador: ESCUELA SUPERIOR POLITECNICA DEL LITORAL (ESPOL). Recuperado el 01 de 04 de 2019, de <https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/6162/5/Investigacion.pdf>
- Raffo, E., & Ruíz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Revista de la Facultad de Ingeniería Industrial*. 17(1), 71-80.
- Ramalho. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Quebec, Canada: REVERTE, S.A.

Salud, O. P., & Organización Panamericana de la Salud. (2009). *Medición del cloro residual en el agua*. guía, Organización Mundial de la Salud, Ginebra. Recuperado el 02 de 04 de 2019, de <http://www.disaster-info.net/Agua/pdf/11-CloroResidual.pdf>

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial [DNG]. (2000). *Nmx-aa-004-scfi-2000*. Mexico distrito federal: Secretaría de Comercio y Fomento Industrial [DNG]. Obtenido de Aniq.org: <http://www.aniq.org.mx/pqta/pdf/NMX-AA-fisicos.pdf>

Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. (2000). *Nmx-aa-093-scfi-2000 conductividad electrolítica - método de prueba (cancela a la nmx-aa-093-1984)*. Mexico distrito federal: Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166800/NMX-AA-093-SCFI-2000.pdf>

Secretaria de economía. (2001). *Análisis de agua - determinación de fenoles totales en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la nmx-aa-050-1981)*. Comisión Nacional del Agua. Mexico distrito federal: Secretaria de economía. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2011/01/nmx-aa-050-scfi-2001.pdf>

Secretaria de Economía. (2001). *Análisis de aguas - determinación de sustancias activas al azul de metileno (saam) en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la nmx-aa-039-1980)*. Mexico distrito federal: Secretaria de Economía. Recuperado el 01 de 04 de 2019, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166779/NMX-AA-039-SCFI-2001.pdf>

Secretaria de Economía. (2010). *Protección al ambiente - calidad del agua vocabulario - parte 2 (cancela a la nom-aa-89/2-1992)*. Mexico distrito federal: Secretaria de Economía.

Recuperado el 01 de 01 de 2019, de

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166801/NMX-AA-089-2-SCFI-2010.pdf>

Secretaría de Economía. (2012). *Análisis de agua - medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- método de prueba - parte 1 - método de refluo abierto (cancela a la nmx-aa-030-scfi-2001)*. Secretaría de Economía. Mexico distrito federal: Secretaría de Economía. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166774/NMX-AA-030-1-SCFI-2012.pdf>

Secretaría de economía. (2013). *Análisis de agua – medición de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – método de prueba (cancela a la nmx-aa-005-scfi-2000)*. Mexico distrito federal: Secretaría de Economía. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166764/nmx-aa-005-scfi-2013.pdf>

Secretaría de economía de Mexico. (2015). *Análisis de agua medición del número de huevos de helminto en aguas residuales y residuales tratadas por observación microscópica - método de prueba (cancela a la nmx-aa-113-scfi-1999)*. Mexico distrito federal: Secretaría de economía de Mexico. Recuperado el 01 de 04 de 2019, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166809/NMX-AA-113-SCFI-2012.pdf>

Secretaría de medio ambiente y recursos naturales. (1996). *Norma oficial mexicana nom-001-semarnat-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT. Mexico distrito federal: Secretaría de medio ambiente y recursos

naturales. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105139/Normas_Oficiales_Mexicanas.pdf

Secretaria de medio ambiente y recursos naturales. (1996). Norma oficial mexicana NOM-002-ECOL-1996. México D.C, Estados Unidos Mexicanos.

Secretaria de medio ambiente y recursos naturales. (1998). *Norma oficial mexicana nom-003-semarnat-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público*. Comisión Nacional del Agua, SEMARNAT. Mexico distrito federal: Secretaria de medio ambiente y recursos naturales. Recuperado el 01 de 01 de 2019, de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/normas-oficiales-mexicanas-54004>

SEMARNAT. (2014). *semarnat.gob.mx*. Obtenido de Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales:
https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/06_agua/6_2_1.html

Universidad De La República. (02 de 06 de 2015). *Generalidades de Helmitos*. Montevideo: Universidad De La Republica. Recuperado el 01 de 04 de 2019, de <http://www.higiene.edu.uy/parasito/teo09/genhel.pdf>

Universidad de salamanca. (2019). *Centro de investigación y desarrollo tecnológico del agua*. Obtenido de Cidta usal: <http://cidta.usal.es/>