

**EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES CON FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE
UBICADA EN EL COLEGIO ACADÉMICO DE ASNAZÚ-SUÁREZ (CAUCA)**



**LORENA RAQUEL ARCOS CADENA
MARÍA LIGIA YARCE DORADO**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL
PROGRAMA DE INGENIERIA AMBIENTAL
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERIA AMBIENTAL – GIA
POPAYÁN**

2005

**EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES CON FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE
UBICADA EN EL COLEGIO ACADÉMICO DE ASNAZÚ-SUÁREZ (CAUCA)**

**LORENA RAQUEL ARCOS CADENA
MARÍA LIGIA YARCE DORADO**

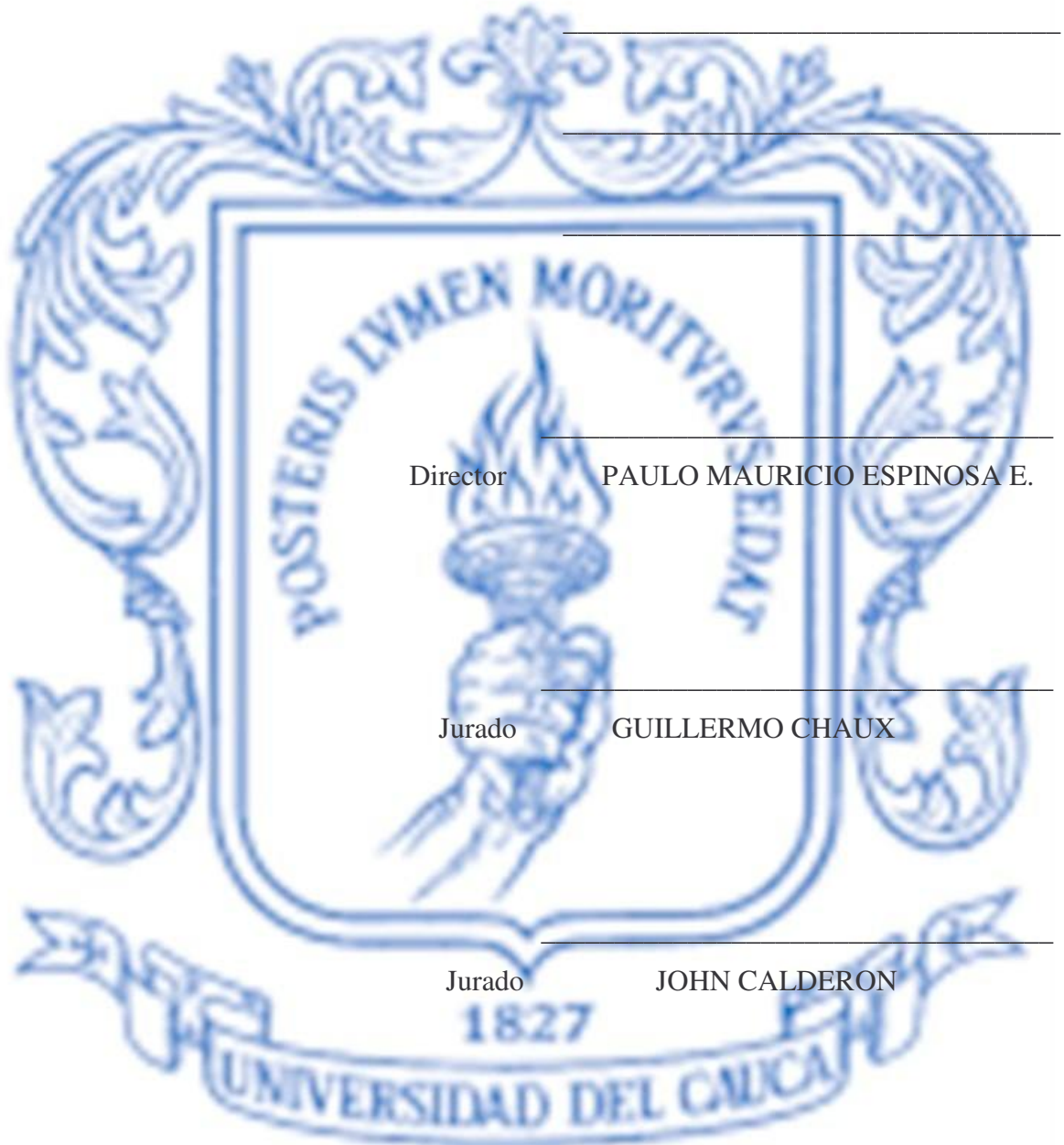
**Trabajo de Grado
Para optar al título de Ingeniero Ambiental**

**PAULO MAURICIO ESPINOSA ECHEVERRI
Ingeniero Químico, MSc.
Director**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERIA CIVIL
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERIA AMBIENTAL – GIIA
PROGRAMA DE INGENIERIA AMBIENTAL
POPAYÁN**

2005

NOTA DE ACEPTACIÓN



Director PAULO MAURICIO ESPINOSA E.

Jurado GUILLERMO CHAUX

Jurado JOHN CALDERON

Fecha de sustentación: Popayán, ____ de _____ de 2005

AGRADECIMIENTOS

Gracias a Dios por permitirnos concluir con éxito esta etapa de nuestra vida.

De manera muy especial agradecemos la valiosa colaboración de la Corporación Regional del Cauca C.R.C. (subdirección operativa) y el convenio interinstitucional CRC – UNICAUCA N° 745 que financiaron y permitieron la realización de esta investigación.

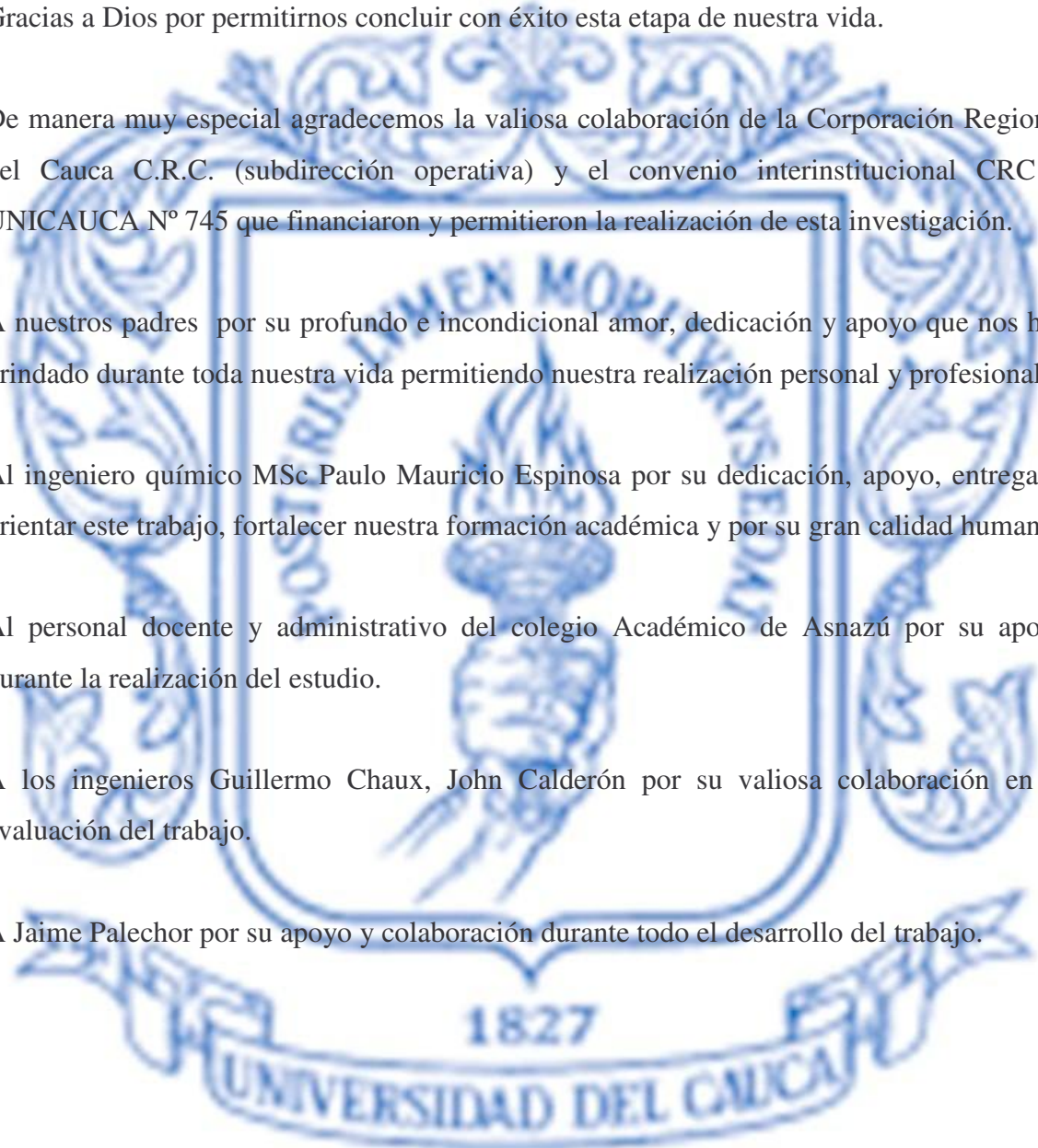
A nuestros padres por su profundo e incondicional amor, dedicación y apoyo que nos han brindado durante toda nuestra vida permitiendo nuestra realización personal y profesional.

Al ingeniero químico MSc Paulo Mauricio Espinosa por su dedicación, apoyo, entrega al orientar este trabajo, fortalecer nuestra formación académica y por su gran calidad humana.

Al personal docente y administrativo del colegio Académico de Asnazú por su apoyo durante la realización del estudio.

A los ingenieros Guillermo Chaux, John Calderón por su valiosa colaboración en la evaluación del trabajo.

A Jaime Palechor por su apoyo y colaboración durante todo el desarrollo del trabajo.



CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCION	1
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	2
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVOS GENERALES	4
2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS	4
3. ANTECEDENTES	5
4. MARCO TEORICO	8
4.1. COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	8
4.2. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	10
4.2.1. Digestión anaerobia	12
4.2.1.1. Fase de Hidrólisis	13
4.2.1.2. Fase Acetogénica	13
4.2.1.3. Fase Metanogénica	13
4.2.2. Factores que afectan el proceso anaerobio	17
4.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO	18
4.3.1. Tanque séptico y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA).	20
4.3.1.1. Tanque séptico	20

4.3.1.2. Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA)	22
4.4 BIOGÁS	25
5. METODOLOGÍA	27
5.1. DETERMINACIÓN DEL CAUDAL PROMEDIO QUE LLEGA AL SISTEMA Y TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH)	28
5.2. DETERMINACIÓN DE LAS HORAS DE MAYOR USO DE LA BATERÍA SANITARIA Y LA COCINA Y CÁLCULO DE LA CONCENTRACION Y CARGA ORGÁNICA APORTADA AL SISTEMA	29
5.3. ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DEL AGUA RESIDUAL	30
5.4. MEDICIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE LODOS Y DETERMINACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	31
5.5. RECOPIACIÓN DE DATOS	31
5.6. SOCIALIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN	31
6. RESULTADOS	32
6.1. COMPORTAMIENTO DE CAUDAL	32
6.2. TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO	34
6.3. PARAMETROS FÍSICOQUÍMICOS ANALIZADOS EN LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO	36
6.4. MEDICIÓN DE LODOS Y BIOGAS	40
7. DISCUSIÓN	41

7.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	41
7.1.1. Resultados del análisis estadístico.	42
7.2. COMPORTAMIENTO DE CAUDAL	46
7.3. TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO	47
7.4. PARAMETROS FISICOQUIMICOS ANALIZADOS EN LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO	50
7.4.1. Comportamiento de DBO ₅ y DQO en las unidades del sistema	51
7.4.2. Comportamiento de sólidos	54
7.4.3. Comportamiento de la Alcalinidad.	56
7.4.4. Comportamiento de la dureza	57
7.4.5. Comportamiento de pH y temperatura	58
7.5. PARAMETROS FISICOQUÍMICOS ANALIZADOS EN EL TIEMPO	60
7.6. PRODUCCION DE LODOS	63
7.7. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS	64
8. CONCLUSIONES	67
9. RECOMENDACIONES	68
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
ANEXOS	74

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Composición típica del agua residual doméstica bruta	9
Tabla 2. Estándares de calidad de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales	11
Tabla 3. Mecanismos típicos de la formación de metano	14
Tabla 4. Propiedades físicas del Biogás y otros combustibles	26
Tabla 5. Consumo de biogás en L/hora y Kcal/hora, considerando un poder calorífico de 6000 Kcal/m ³	26
Tabla 6. Parámetros y métodos de análisis	30
Tabla 7. Datos de caudal en las visitas de muestreo	33
Tabla 8. Caudal y tiempo de retención hidráulico (TRH)	35
Tabla 9. Resultados de laboratorio de los parámetros fisicoquímicos de la PTAR de Asnazú	37
Tabla 10. Variables de respuesta	42
Tabla 11. TRH en Tanque séptico y FAFA	42
Tabla 12. Media y error estándar en los puntos de muestreo	43
Tabla 13. Eficiencias de remoción de DBO ₅ para el tanque séptico, FAFA y del sistema	43
Tabla 14. Eficiencias de remoción de DQO para el tanque séptico, FAFA y del sistema	44

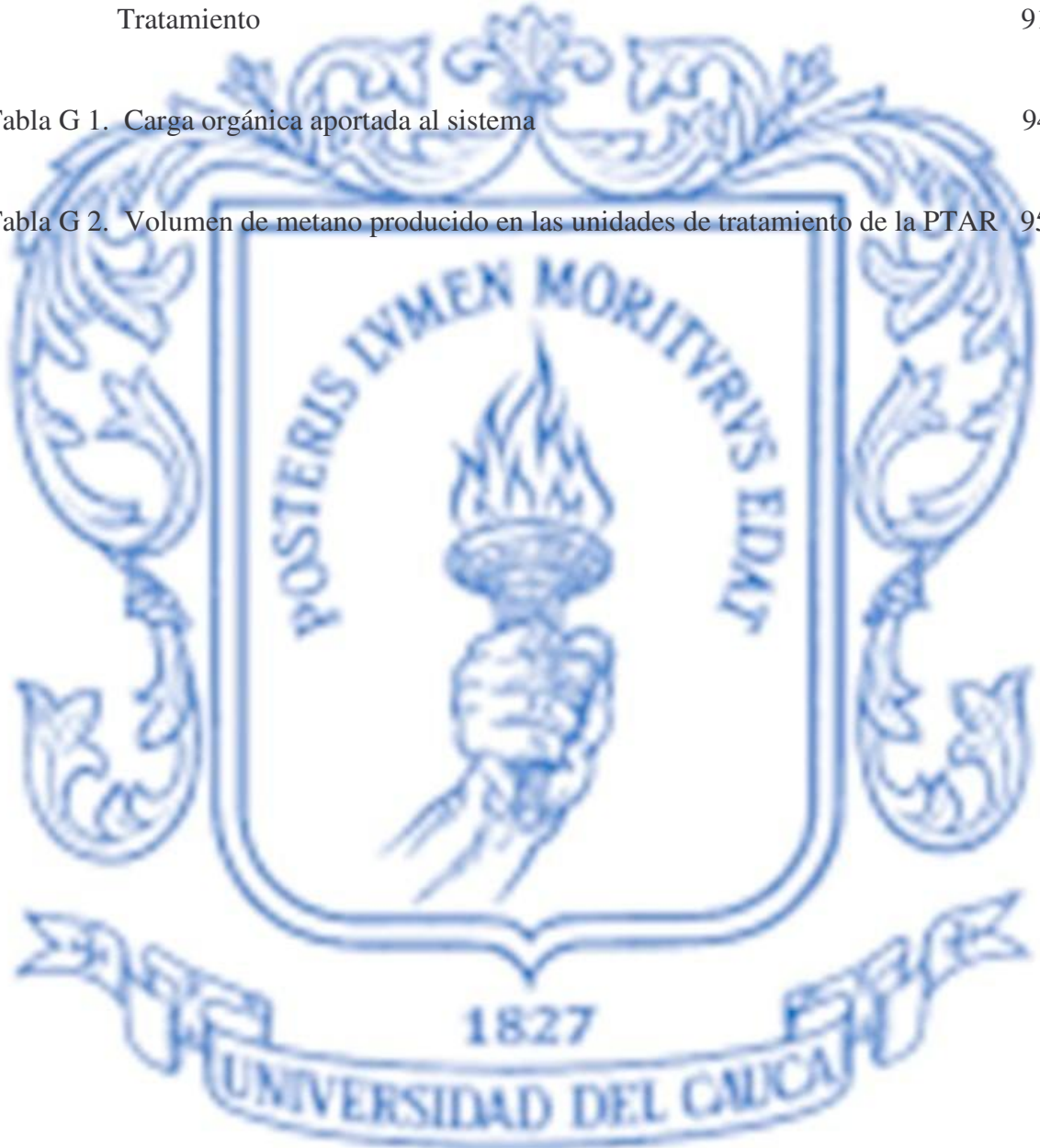
Tabla 15. Eficiencias de remoción de Sólidos totales (ST) para el tanque séptico, FAFA y Sistema	44
Tabla 16. Eficiencias de remoción de Sólidos suspendidos (SS) para el tanque séptico, FAFA y sistema	45
Tabla 17. Carga orgánica aportada al sistema	45
Tabla 18. Producción teórica de metano en Tanque y FAFA	45
Tabla 19. Masa molecular de metano en Tanque y Filtro	46
Tabla D 1. Formato para medición de caudal	85
Tabla D 2. Formato para medición pH y Temperatura.	85
Tabla D 3. Formato para determinación de DBO.	86
Tabla D 4. Formato para determinación de Alcalinidad	86
Tabla D 5. Formato para determinación de Dureza	86
Tabla D 6. Formato para determinación de DQO	87
Tabla D 7. Formato para determinación de Sólidos Totales, Fijos y Volátiles	87
Tabla D 8. Formato para determinación de Sólidos suspendidos	87
Tabla D 9. Formato para determinación de Sólidos Sedimentables	87

Tabla E. 1. Caudal y Tiempo de retención hidráulico 89

Tabla F 1. Eficiencias de remoción de los parámetros fisicoquímicos en las unidades de Tratamiento 91

Tabla G 1. Carga orgánica aportada al sistema 94

Tabla G 2. Volumen de metano producido en las unidades de tratamiento de la PTAR 95



LISTA DE FIGURAS

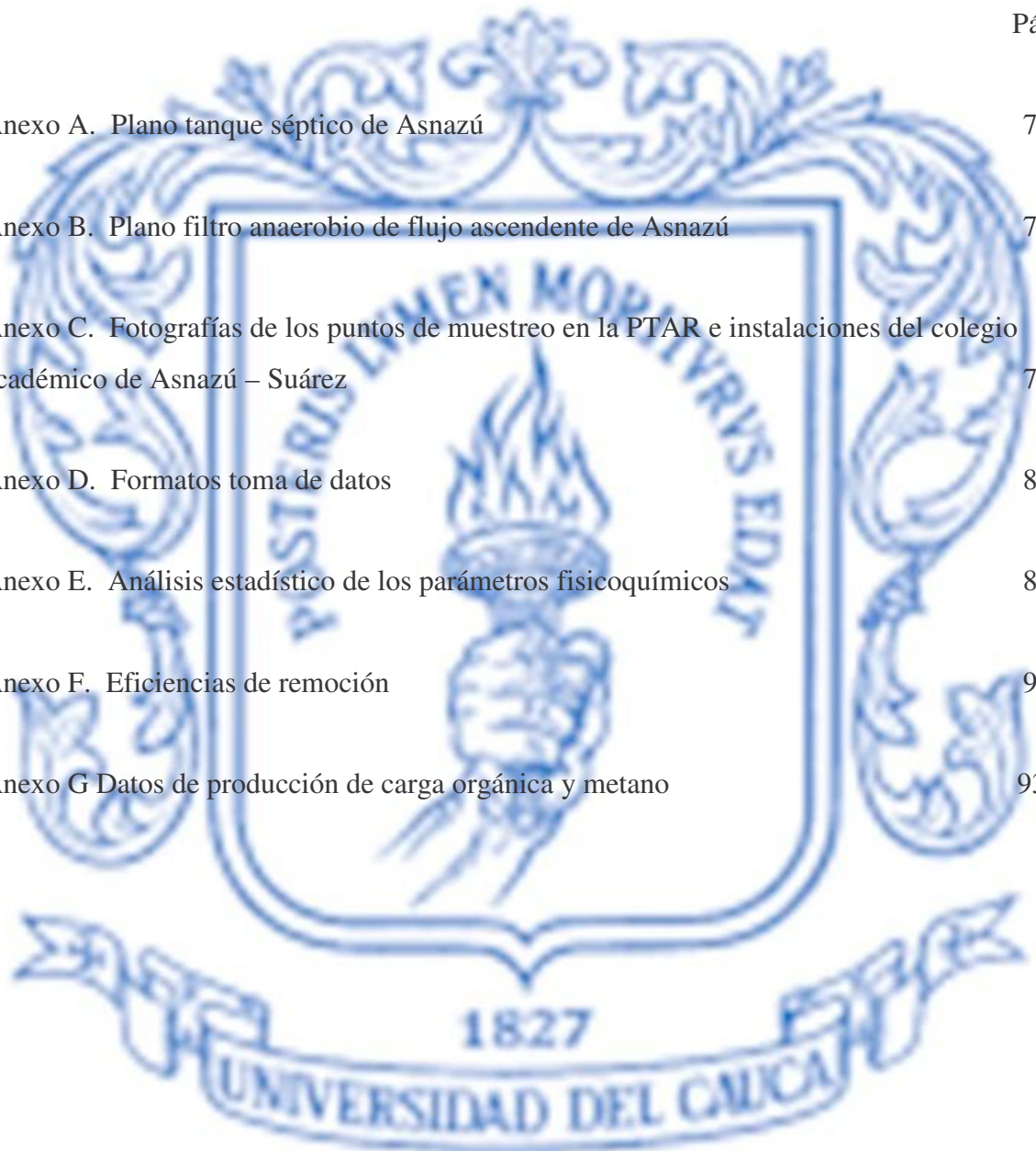
	Pág.
Figura 1. Localización puntos de muestreo en planta	28
Figura 2. Caudal mínimo, máximo y promedio durante el día	33
Figura 3. Caudal promedio, máximo y mínimo en los días de muestreo	34
Figura 4. Porcentaje (%) de remoción de DBO ₅ y DQO respecto al TRH en el Tanque séptico	48
Figura 5. Porcentaje (%) de remoción de Sólidos Totales y suspendidos respecto al TRH en el Tanque séptico	49
Figura 6. Porcentaje (%) de remoción de DBO ₅ y DQO respecto al TRH en el FAFA	49
Figura 7. Porcentaje (%) de remoción de Sólidos totales y suspendidos respecto al TRH en el FAFA	50
Figura 8. Comportamiento de la DBO ₅ y DQO en las unidades de tratamiento	51
Figura 9. Comportamiento de sólidos totales (ST) y suspendidos (SS) en las unidades de tratamiento	54
Figura 10. Comportamiento de sólidos fijos (SF) y volátiles (SV) en las unidades de tratamiento	55
Figura 11. Comportamiento de sólidos sedimentables (S sed) en las unidades de tratamiento	55

Figura 12. Comportamiento de la alcalinidad en las unidades de tratamiento.	57
Figura 13. Comportamiento de la dureza en las unidades de tratamiento	58
Figura 14. Comportamiento del pH en las unidades de tratamiento	59
Figura 15. Comportamiento de la temperatura en las unidades de tratamiento	60
Figura 16. Comportamiento de la eficiencia de remoción de la DBO ₅ en el tiempo	61
Figura 17. Comportamiento de la eficiencia de remoción de la DQO en el tiempo	62
Figura 18. Comportamiento de la eficiencia de remoción de Sólidos Totales en el tiempo	62
Figura 19. Comportamiento de la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en el tiempo	63



LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo A. Plano tanque séptico de Asnazú	75
Anexo B. Plano filtro anaerobio de flujo ascendente de Asnazú	77
Anexo C. Fotografías de los puntos de muestreo en la PTAR e instalaciones del colegio académico de Asnazú – Suárez	79
Anexo D. Formatos toma de datos	84
Anexo E. Análisis estadístico de los parámetros fisicoquímicos	88
Anexo F. Eficiencias de remoción	90
Anexo G Datos de producción de carga orgánica y metano	93



LISTA DE FOTOGRAFIAS

	Pág
Fotografía 1. Tanque séptico	80
Fotografía 2. Entrada Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente	80
Fotografía 3. Salida del efluente de la PTAR a la fuente receptora.	81
Fotografía 4. Vista tapa Tanque séptico.	81
Fotografía 5. Trampa de grasas para efluente de la cocina	82
Fotografía 6. Vista frontal de la Batería Sanitaria	82
Fotografía 7. Vista filtro anaerobio de flujo ascendente.	83



INTRODUCCION

En Colombia muchos de sus municipios no cuentan con un adecuado manejo de las aguas residuales, estas son recogidas por medio de un alcantarillado, que en muchos casos es precario, luego son vertidas al cuerpo de agua más cercano, alterando las características fisicoquímicas y microbiológicas de este, desmejorando la calidad del agua y dificultando su reutilización.

Una de las tecnologías por la que han optado algunos departamentos de Colombia, como en el caso del departamento del Cauca, para disminuir la carga contaminante que afecta tanto a las aguas superficiales como subterráneas es la implementación de sistemas de tanques sépticos con filtros anaerobios de flujo ascendente como tratamiento secundario. El objetivo de este sistema es disminuir la carga orgánica contaminante del agua por medio de un tratamiento anaerobio.

El sistema implementado opera mediante un proceso de tipo anaerobio, en el cual la transformación de materia orgánica genera diferentes gases, como metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), hidrógeno (H_2) nitrógeno (N_2) y ácido sulfhídrico (H_2S) en trazas (Monroy y Viniestra, 1990), que adicionalmente pueden ser utilizados como fuente de energía si la carga orgánica es aportada en las cantidades suficientes para su producción.

En el presente estudio se evaluó la operación llevada a cabo en la planta de tratamiento de aguas residuales instalada en el Colegio Académico Asnazú ubicado en el corregimiento del mismo nombre en el Municipio de Suárez, Cauca, luego del período de vacaciones de final de año de 2004. El proceso de evaluación se realizó con el fin de establecer la eficiencia en la remoción de carga contaminante en este tipo de sistemas cuyo funcionamiento es intermitente por ser dependiente de los períodos académicos.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En Colombia, infortunadamente en la implementación de las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR), que cuentan con filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA), se han presentado dificultades relativas al manejo y operación de éstas, las cuales se deben principalmente a la baja concentración del agua residual doméstica que ingresa, al sobre dimensionamiento de los sistemas y la baja capacitación de los operarios, además de la escasa aceptación sociocultural, entre otros. Estas dificultades han llevado al mal uso de la tecnología e inclusive a su abandono en algunas regiones (ISAT, 1998).

En el departamento del Cauca, las zonas rurales experimentan un precario saneamiento básico, debido a que muchos de los sistemas de acueducto, alcantarillado y plantas de tratamiento de aguas residuales no están en las condiciones de funcionamiento que permitan que el servicio cumpla con los requerimientos para los cuales fueron diseñados. La falta de información y capacitación del personal encargado del manejo y mantenimiento de las diferentes tecnologías utilizadas en el tratamiento del agua no ha permitido su correcto funcionamiento; tal es el caso de los sistemas que se han implementado en algunos municipios del departamento los cuales utilizan procesos biológicos de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales domésticas, como el pozo séptico con filtro anaerobio de flujo ascendente, los cuales, a pesar de que la literatura asegura su eficiencia, no son puestos en operación correctamente. Además si el sistema de tratamiento biológico cuenta con un aporte adecuado de carga orgánica se genera un subproducto valioso, el biogás, que puede emplearse como una fuente alternativa de energía disminuyendo considerablemente el uso de recursos naturales, mejorando el entorno y la calidad de vida.

El Colegio Académico Asnazú, ubicado en el corregimiento del mismo nombre en el municipio de Suárez (Cauca), cuenta con una PTAR con filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA), que realiza el tratamiento de las aguas residuales provenientes de la

batería sanitaria y la cocina del establecimiento educativo. Sin embargo, no se puede asegurar con certeza que el proceso funcione adecuadamente porque hasta el momento la PTAR no ha venido operando con los parámetros técnicos necesarios para su óptimo funcionamiento, razón por lo cual, en esta investigación, se realizó un seguimiento al proceso de operación del sistema de tratamiento para evaluar si el agua residual que ingresa a la PTAR mejora en sus condiciones de calidad fisicoquímicas y adicionalmente establecer si se cuenta con las variables de proceso adecuadas para la generación de biogás.

En el departamento del Cauca no existen estudios detallados acerca de la operación y mantenimiento de las PTAR, y mucho menos acerca de la operación de éstas en condiciones intermitentes en donde se presentan periodos donde no hay aporte de carga orgánica, a pesar de las ventajas inherentes de esta tecnología como es el bajo costo, el mejoramiento de la calidad del agua, la generación de biogás, la reducción de olores, y el control de patógenos, entre otras. Por eso se hace importante realizar una evaluación que permita establecer las condiciones para el funcionamiento eficaz de una PTAR de este tipo.



2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS GENERALES

- * Evaluar la operación de la PTAR con filtro anaerobio de flujo ascendente, ubicada en el colegio académico de Asnazú del corregimiento del mismo nombre, en el municipio de Suárez Cauca, luego del período de vacaciones de final del año 2004.

2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- * Evaluar los parámetros de operación característicos de la PTAR, como pH, Temperatura, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO₅), sólidos suspendidos totales (SST), Alcalinidad, Dureza, altura de lodos y caudal, que permitirán establecer, en la operación, la eficiencia de remoción de carga contaminante de este sistema,
- * Plantear las recomendaciones de manejo y mantenimiento a futuro de la PTAR con FAFA.
- * Establecer si las características del afluente, en términos de la carga orgánica, que llega al FAFA y la eficiencia del mismo es suficiente para la generación de biogás.
- * Determinar la producción de lodos en el proceso de tratamiento del agua residual.

3. ANTECEDENTES

El problema de disponer de las aguas residuales fue imponiéndose debido al uso del agua para recoger y arrastrar los productos de desecho de la vida humana. Anteriormente los volúmenes de desecho, sin que el agua sirviese de vehículo, eran muy pequeños y su eliminación se limitaba a los excrementos familiares o individuales. El primer método de eliminación de los desperdicios consistía en dejar los desechos corporales y las basuras en la superficie de la tierra, en donde eran gradualmente degradados por las bacterias (principalmente del tipo anaerobio), pero esto originaba la producción de olores ofensivos. Más tarde, la experiencia demostró que si estos desechos eran enterrados rápidamente, se prevenía el desarrollo de tales olores, (Hilleboe, 1980), posteriormente, se implementó el uso de los tanques sépticos y tanques imhoff que fueron desarrollados en Inglaterra y Alemania por Cameron y por Imhoff, respectivamente, los cuales aun son empleados como método de tratamiento de las aguas residuales.

La disposición de las aguas residuales domésticas, industriales y/o agrícolas se ha convertido en un problema serio, que repercute directamente en el medio ambiente, ocasionando problemas graves de contaminación, especialmente en países en vías de desarrollo, los cuales normalmente vierten las aguas residuales a ríos y quebradas, sin recibir un adecuado tratamiento.

El evidente deterioro de las aguas superficiales por el aumento en la cantidad de carga contaminante producida por la expansión demográfica planteó la necesidad de buscar tecnologías que mejoraran la calidad del agua que era vertida a las fuentes receptoras, por tal motivo se han desarrollado diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas tanto aerobios como anaerobios; el mecanismo aerobio por el cual el material orgánico es oxidado a minerales (CO_2 y H_2O) y el mecanismo anaerobio desarrollado sin presencia de oxígeno, donde el material orgánico es transformado por acción de un grupo

variado de microorganismos en productos finales como gases, predominantemente metano y dióxido de carbono, además de agua, logrando mejorar las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas residuales.

Dentro de las tecnologías estudiadas en el proceso de tratamiento anaerobio se encuentra el filtro anaerobio de flujo ascendente, planteado por Young y McCarty en 1968 como un proceso de crecimiento adherido, este estudio fue elaborado con base en datos de investigaciones realizadas a partir de 1963, en las cuales se muestran resultados obtenidos en operaciones en ese tipo de reactores con residuos líquidos sintéticos, verificándose una eficiencia de remoción de DBO superior al 80 % para tiempos de retención hidráulicos inferiores a 24 horas. Estas publicaciones fueron precedidas por trabajos de Coulter, Saneda y Ettinger (1957), Winnenberger y Saad (1961) y Stander (1963), que despertaron menor interés en esa época, estas investigaciones demostraron que el filtro anaerobio posee buenas condiciones inclusive para tratar residuos solubles con concentraciones relativamente bajas (Campos, 1990).

Entre 1968 y 1975 se desarrollaron múltiples experiencias con este tipo de reactores a escala de laboratorio, con excepción de dos plantas a escala real construidas en Estados Unidos. El primer modelo funcionó en 1972 pero por falta de conocimiento del proceso y una adecuada operación y mantenimiento fue abandonado (Aponte, 1995).

A inicios de los años 70, cuando existió una crisis energética, fue cuando la tecnología utilizada para el tratamiento de las aguas residuales fue revalorada por su capacidad para producir combustible (metano) y por ser una alternativa de bajo costo en el consumo de energía.

Las implementaciones industriales del filtro anaerobio ocurrieron a partir de 1980 en Estados Unidos, Canadá y Puerto Rico; operando con cargas orgánicas que varían entre 0.2 y 16 kg DQO/(m³*d), en tanto que los tiempos de retención hidráulicos (TRH) han estado

comprendidos entre 12 y 96 horas, aunque en la mayoría de estos filtros el TRH ha sido inferior a 48 horas. Estas últimas tecnologías pertenecen a los llamados reactores de alta tasa y se caracterizan por ser altamente eficientes en el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de carga orgánica (Young, citado por Rivera, 1998).

En los últimos 60 años, tanto la teoría como la práctica de la filtración anaerobia se ha venido desarrollando notablemente logrando mayores eficiencias con base en un mejoramiento de los mantos y una optimización de los procesos de operación, pero sin que se hayan hecho modificaciones sustanciales al proceso original. Lentamente se han ido introduciendo modificaciones, cuyos objetivos han sido en principio: a) aumentar la rata de flujo, b) mejorar la turbiedad efluente, c) facilitar el control de los filtros, y d) optimizar la limpieza del medio filtrante (Arboleda, 2000).



4. MARCO TEORICO

4.1. COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Las aguas residuales son fundamentalmente las aguas de abastecimiento de una población después de haber sido contaminadas por diversos usos. Desde el punto de vista de su origen, resultan de la combinación de los líquidos o desechos arrastrados por el agua, procedentes de las casas de habitación, edificios comerciales e instituciones, junto con los provenientes de los establecimientos industriales, y las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación que puedan agregarse.

El agua residual doméstica contiene aproximadamente un 99.9 % de agua y un 0.10 % de material sólido. Esta composición varía de acuerdo con los diferentes lugares, zonas y regiones del mundo debido a varios factores como: los hábitos, nivel de vida de la población; consumo, calidad del agua, tecnologías de saneamiento utilizadas, costumbres y cultura. Esta composición considera aspectos físicos, químicos y biológicos; que según la concentración de cada uno de estos componentes permite clasificarla como fuerte, media y débil. En la tabla 1 se muestran algunos aspectos de la composición típica del agua residual domestica bruta.

Dentro de los aspectos químicos, se tiene en cuenta un componente importante: la medida del contenido orgánico, el cual es de suma importancia en el diseño, operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de agua residual. La mayor parte del material orgánico, está compuesto por carbohidratos (30 – 50 %), grasas y aceites (10 %) y proteínas (40 – 60 %) (Metcalf y Eddy, 1995).

Tabla 1. Composición típica del agua residual doméstica bruta^b

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/L	350	720	1200
Disueltos totales (SDT)	mg/L	250	500	850
Fijos	mg/L	145	300	525
Volátiles	mg/L	105	200	325
Sólidos en suspensión (SS)	mg/L	100	220	350
Fijos	mg/L	20	55	75
Volátiles	mg/L	80	165	275
Sólidos sedimentables	ml/L	5	10	20
DBO ₅ a 20 °C	mg/L	110	220	400
Carbono orgánico total	mg/L	80	160	290
DQO	mg/L	250	500	1000
Nitrógeno	mg/L	20	40	85
Orgánico	mg/L	8	15	35
Amoniacal libre	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo	mg/L	4	8	15
Orgánico	mg/L	1	3	5
Inorgánico	mg/L	3	5	10
Cloruros ^a	mg/L	30	50	100
Sulfatos ^a	mg/L	20	30	50
Alcalinidad (CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Grasa	mg/L	50	100	150
Coliformes Totales	Nº/100mL	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Compuestos orgánicos volátiles	µg/L	<100	100-400	>400

^a Los valores se deben aumentar en la cantidad en que estos compuestos se hallen presentes en las aguas de suministro

^b Fuente: Ingeniería de aguas residuales, tratamiento vertido y reutilización. 1995

La actividad de la vida biológica en las aguas residuales produce muchos cambios en la composición química de sus contaminantes. Estos cambios bioquímicos no solamente indican las actividades de los microorganismos, sino que miden también el grado de

descomposición de los contaminantes y por ende la eficacia de cualquier proceso de tratamiento en particular.

Durante las etapas de la descomposición bioquímica se forman productos intermedios, en los cuales se incluyen ácidos orgánicos e inorgánicos, gases como el ácido sulfhídrico, el metano, el bióxido de carbono y en muchas ocasiones olores ofensivos que resultan de los cambios bioquímicos de los compuestos orgánicos sulfurados (Hilleboe, 1980). El material orgánico biodegradable, como componente de una descarga a una fuente de agua, produce una deflexión del oxígeno disuelto, dando lugar a una condición séptica. Este es uno de los problemas que conducen a implementar un tratamiento para la remoción del material orgánico antes del vertimiento.

4.2. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Los residuos eliminados de las actividades humanas han constituido siempre un serio problema, por lo general estos son vertidos a las fuentes de agua sobrepasando su capacidad de autodepuración y provocando la contaminación de las mismas, razón por la cual se ha iniciado la implementación de sistemas de tratamiento de aguas residuales con el propósito de mejorar las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas del agua.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, industriales o agrícolas tienen como objetivo principal el reducir las características indeseables y contaminantes del agua para de esta forma ser reutilizada, o disponer el efluente a cuerpos receptores sin causar impactos adversos al ecosistema, de manera tal que el uso o disposición final de estas aguas cumpla con las normas y requisitos mínimos definidos por las autoridades sanitarias o ambientales, razón por la cual el tratamiento del agua residual siempre incluirá la reducción de la concentración de por lo menos uno de los cuatro constituyentes más importantes, a saber, sólidos suspendidos, material orgánico (biodegradable), nutrientes (nitrógeno y fósforo) y organismos patógenos (Van Haandel y Lettinga, 1994).

La legislación Colombiana en el decreto 1594 de 1984 en sus artículos 72 y 73 clasifica los cuerpos de agua en función de sus usos y fija los estándares de calidad que se utilizan actualmente. En la tabla 2 se hace un resumen de los parámetros más significativos de calidades de efluentes de Colombia

Tabla 2. Estándares de calidad de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales

PARAMETRO	Artículo 72 En cuerpos de agua	Artículo 73 En alcantarillados
DBO ₅	≥80% de remoción	≥80% de remoción
Sólidos Sedimentables		≤10 mg/L
Sólidos Suspendidos	≥80% de remoción	≥80% de remoción
Nitrógeno Total	--	Concentración que no produzca eutrofización
pH	5-9	5-9
Grasa y Aceites	≥80% de remoción	--

Fuente: Ministerio de Salud Pública Ley 09 de 1979. Decreto 1594 de 1984, Colombia

Dentro de los sistemas de tratamiento que pueden emplearse en la depuración de aguas residuales domésticas se encuentran los que se basan en procesos aerobios y anaerobios, en estos últimos generalmente se utiliza el tanque séptico como tratamiento primario y el filtro anaerobio como tratamiento secundario.

A pesar de la comprobada factibilidad técnica y económica de la aplicación de procesos anaerobios como alternativa para el tratamiento de residuos líquidos, en Latinoamérica ésta tecnología no ha logrado posicionarse adecuadamente debido a varios factores, entre ellos el largo periodo de arranque que generalmente requieren estos sistemas, tiempo que está ligado a la calidad del inoculo utilizado (Weiland y Roíz, citado por Ramírez, *et al*, 1996). Una experiencia positiva en torno a la utilización de los procesos anaerobios para tratamiento de aguas residuales se presentó en Brasil, donde se construyeron varios filtros de este tipo, principalmente para el tratamiento de efluentes de industrias de bebidas no

alcohólicas y productos lácteos; los cuales no utilizaron medios de relleno sintéticos, en su lugar se empleó grava de tamaños relativamente grandes (Campos, 1990).

En la actualidad este tipo de reactores es muy estudiado, con diferentes calidades de medio filtrante, en el Brasil esta tecnología es aplicada no solo en el tratamiento de agua residual industrial sino también de agua residual doméstica.

4.2.1. Digestión anaerobia. En el proceso de digestión anaerobia, la materia orgánica contenida en el lodo del agua residual es transformada en los gases metano, dióxido de carbono, hidrógeno y ácido sulfhídrico. Este proceso biológico natural es realizado por grupos o comunidades de bacterias en recipientes cerrados (reactores).

El uso principal de la digestión anaerobia es la estabilización de los lodos primarios y secundarios que contienen concentraciones de sólidos de 20000 a 60000 mg/L (12 a 6 %), de los cuales cerca del 70 % son sólidos volátiles. Los sólidos en los lodos primarios son rápidamente putrescibles y tienen un fuerte olor fecal. El resultado de la digestión es la reducción del contenido volátil en un 50 % y los sólidos totales en un 70 % de sus valores originales (Tebbutt, 1999). La materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas es convertida en masa celular. El 97 % remanente es convertido vía catabolismo en CH_4 y CO_2 como productos finales estables, según afirma Van Haandel y Lettinga (1994).

En el proceso de digestión anaerobia del lodo se produce biogás que puede ser recogido y utilizado como combustible. Su composición típica es de 40 a 70 % de metano (CH_4), de 30 a 60 % de dióxido de carbono (CO_2), de 0 a 1 % de hidrógeno (H_2) y de 0 a 3 % de ácido sulfhídrico (H_2S). El lodo final estabilizado que se extrae no es putrescible, y su contenido en organismos patógenos es nulo o muy bajo (Moncayo, 2003).

La conversión biológica del sustrato complejo, en el que se encuentra materia orgánica en suspensión o disuelta, se realiza a través de una serie de reacciones bioquímicas que

transcurren tanto consecutiva como simultáneamente, y cuyo proceso podemos dividir en tres etapas: hidrólisis, fermentación acetogénica y, finalmente la metanogénica.

4.2.1.1. Fase de Hidrólisis. También llamada fase de solubilización del material particulado y sustratos complejos. Durante esta etapa se verifica la hidrólisis (licuefacción) y posteriormente la fermentación de las sustancias orgánicas de elevado peso molecular, tales como lípidos, proteínas e hidratos de carbono, que se encuentran en suspensión o disueltas, los cuales son transformados en alcoholes, hidrógeno, ácidos carboxílicos y dióxido de carbono; los carbohidratos son transformados en azúcares solubles (monosacáridos y disacáridos) y los lípidos son convertidos en ácidos grasos de cadena larga y glicerina.

4.2.1.2 Fase acetogénica. En esta etapa aproximadamente el 70 % de la DQO es transformada en ácido acético y los productos finales son metano, acetato, hidrógeno y dióxido de carbono.

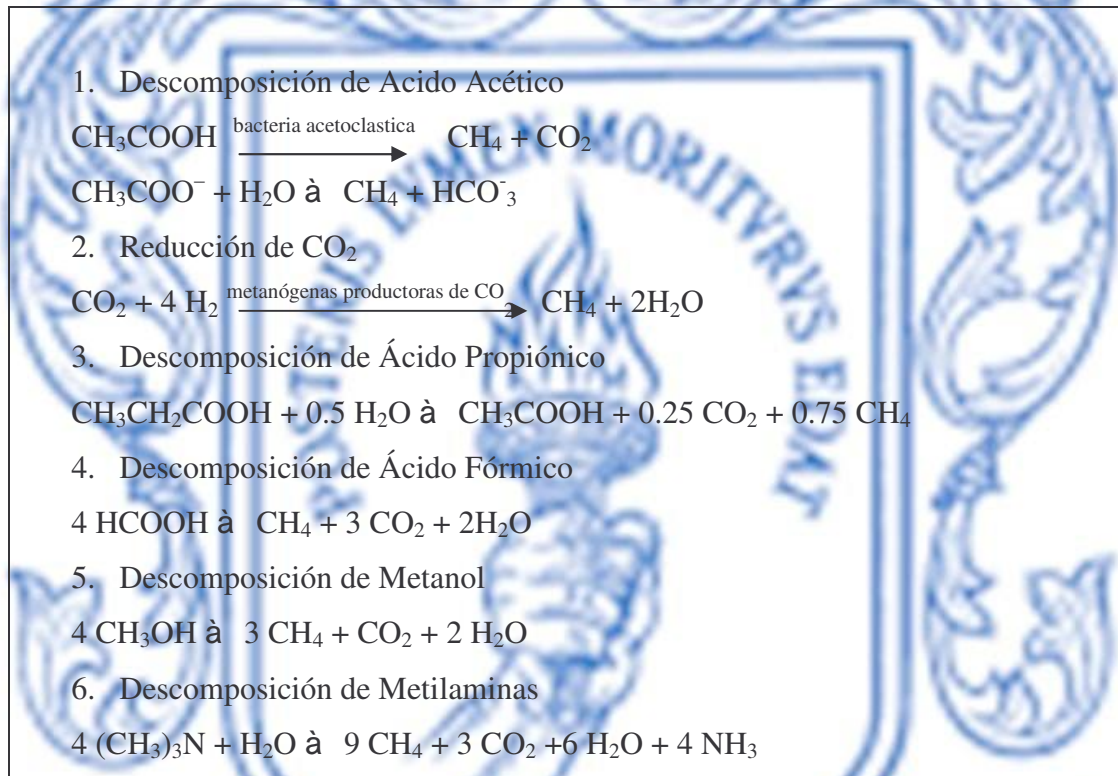
4.2.1.3 Fase metanogénica. El metano es producido a partir del acetato o de la reducción de dióxido de carbono con la utilización de hidrógeno, por bacterias acetotróficas e hidrogenotróficas respectivamente.

Las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas utilizan el hidrógeno y el dióxido de carbono como sustrato, entre los géneros de estas bacterias que han sido aisladas se encuentran las *Methanobacterium*, *Methanospirillum* y *Methanobrevibacter*. Se calcula que el 30 % de metano en un biodigestor se produce por la vía del hidrógeno, mientras que el 70 % restante es producido por las bacterias acetoclásticas, que utilizan principalmente el acetato como sustrato. Estas bacterias se dividen en dos géneros, las *Methanosaetas* y las *Methanosarcina* (Ramírez, 1998).

Todas las bacterias metanogénicas son de crecimiento muy lento y, por lo tanto, el tiempo de retención celular debe ser lo suficientemente largo para permitir su crecimiento e

impedir su extracción del sistema. Por lo regular se mencionan tiempos de retención celular de dos a veinte días, con pH entre 6.8 y 7.4, y se considera que la fermentación metanogénica controla la tasa del proceso (Metcalf y Eddy, citado por Romero, 1999). Los principales productos de la metanogénesis se incluyen en la tabla 3.

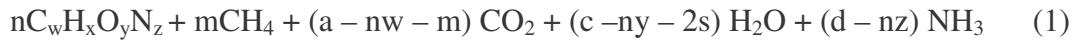
Tabla 3. Mecanismos típicos de la formación de metano



Fuente. Acuitratamiento por lagunas de estabilización. 1998

La producción de metano en un proceso anaerobio es función de la cantidad de materia orgánica estabilizada; el metano es poco soluble y su pérdida de la solución representa remoción orgánica (Romero, 1999). Según Rich (1963), la producción de metano en la estabilización anaerobia ideal esta dada por la siguiente expresión estequiométrica:

$C_aH_bO_cN_d$ ó



En la ecuación 1, los términos $C_aH_bO_cN_d$ y $C_wH_xO_yN_z$ representan, sobre una base empírica molar, la composición del material orgánico al iniciar y al terminar el proceso de digestión respectivamente.

En la ecuación se muestra que la demanda carbonácea teórica de oxígeno del residuo por degradar es igual a la demanda de oxígeno del gas metano producido.

Luego de un proceso estequiométrico se concluye que 1 kg de DBO₅ estabilizada anaeróbicamente produce 0.35 m³ de CH₄.

Según Metcalf y Eddy (1995), otra manera de calcular la cantidad de metano producido, es teniendo en cuenta el tiempo medio de retención celular, mediante la ecuación 2.

$$V_{CH_4} = 0.3516 \frac{S_0 - S}{1000} - 1.42P_x \quad (2)$$

Donde:

V_{CH_4} = Volumen de metano producido en condiciones estándar a (0 °C y 1 atm),
m³/día

0.3516 = Factor de conversión teórico para la cantidad de metano producido por la
conversión completa de 1 kg de DBO₅ a metano y dióxido de carbono,
m³ CH₄/Kg DBO oxidada

S_0 = DBO₅ del afluente en mg/L

S = DBO₅ del efluente en mg/L

P_x = Masa neta del tejido celular producido diariamente Kg/día

$$P_x = y \left[\frac{(s_0 - s) * (Q)}{1000} \right] \frac{1}{1 + k_d \theta_c} \quad (3)$$

Donde:

Y = Coeficiente de producción Kg/Kg

K_d = Coeficiente endógeno d^{-1}

θ_c = Tiempo medio de retención celular en días

Q = Caudal $m^3/día$

Con el dato obtenido de volumen de metano es posible determinar la masa molecular de metano utilizando la ecuación general para gases ideales.

$$P * V = n * R * T \quad (4)$$

Donde:

P = presión

V = Volumen

n = Número de moles

R = Constante de los gases, $0.082 \text{ atm} * \text{L} / \text{mol} * \text{K}$

T = Temperatura en K

Para mantener un sistema de tratamiento anaeróbico que establezca correctamente el residuo orgánico, deben hallarse en estado de equilibrio dinámico los microorganismos formadores de ácidos y metano, es decir, las reacciones deben producirse continuamente y sucesivamente, ya que el funcionamiento anormal de una de ellas, dará lugar al mal funcionamiento global del proceso.

4.2.2 Factores que afectan el proceso anaerobio. Los procesos bacterianos y enzimáticos de la digestión anaeróbica son sensibles a variación en temperatura, contenido de agua, y composición general de la mezcla en el tanque séptico.

- * Contenido de agua de la mezcla. Un contenido insuficiente de agua en la mezcla alimentada al tanque séptico ocasiona que las bacterias y otros microorganismos no obtengan el entorno apropiado para que puedan funcionar efectivamente y la cantidad de biogás producido será pequeña. Si la mezcla es demasiado diluida, se puede digerir relativamente poca materia orgánica y la producción de biogás es limitada.
- * Temperatura y período de retención. Según Metcalf y Eddy (1995) la temperatura influye sobre las actividades metabólicas de la población de microorganismos, la velocidad de transferencia de gases y las características de sedimentación de sólidos biológicos. Los intervalos de actividad óptimos están entre 30 – 60 °C según Droste (1997). Para temperaturas entre 30 – 40 °C, el crecimiento de los microorganismos disminuye en un 50 % por cada 10 °C de descenso (Zerges, 1994). Según Henze y Harremoës (1983) (citado por Zerges, 1994), entre más baja sea la temperatura, menor debe ser la carga orgánica aplicada al sistema de tratamiento.
- * Acidez/Alcalinidad de la mezcla. Las bacterias metanogénicas son muy sensibles a las variaciones en acidez/alcalinidad (pH) de la mezcla del tanque séptico. Para un funcionamiento óptimo, el valor del pH de la mezcla debe mantenerse dentro del rango de 6.5 a 7.6 (McCarty, citado por Romero 1999), esto es, neutro a ligeramente alcalino. Durante el proceso de digestión, se producen ácidos orgánicos, y si no se controlan, la mezcla en el tanque puede gradualmente tornarse ácida, lo que puede inhibir los procesos bacterianos y enzimáticos en el biodigestor. La regulación del

pH en el rango deseado se logra agregando regularmente a la mezcla materiales alcalinos, tales como cal o cenizas.

De la misma manera el proceso anaerobio puede estar afectado por sustancias tóxicas. Así el amoníaco libre es mucho más tóxico y prevalece a pH más alto que el ión amonio. En aguas residuales con alto contenido de proteínas se pueden generar elevadas cantidades de amoníaco, sin embargo en la mayoría de las aguas residuales domésticas el contenido de proteínas no es lo suficientemente elevado para ocasionar problemas de toxicidad. De manera similar, es posible la conversión de sulfato a sulfito, tóxico sobre todo en el fondo de los lechos anaerobios de película fija de flujo ascendente, donde las bacterias reductoras de sulfatos predominan en el ecosistema. Otros compuestos tóxicos son los metales pesados y los organoclorados, aun en muy bajas concentraciones.

4.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO

El tratamiento más aplicado actualmente es una combinación de operaciones físicas, químicas y biológicas (Metcalf y Eddy, 1995), que remueven el material suspendido, coloidal o disuelto de las aguas residuales domésticas, de tal forma que alcance los niveles de calidad del afluente que son exigidos por la legislación ambiental.

A pesar de que son muchos los métodos usados para el tratamiento de las aguas residuales, todos pueden incluirse dentro de los cuatro procesos siguientes: tratamientos preliminar, primario, secundario y terciario.

- * Tratamiento preliminar. En la mayoría de las plantas de tratamiento, el tratamiento preliminar sirve para proteger el equipo de bombeo y para hacer más fácil los procesos subsecuentes del tratamiento. Los dispositivos para el tratamiento preliminar como las rejillas de barras o más finas, desmenuzadores, desarenadores,

tanques de preaireación y trampas de grasas, están destinados a eliminar o separar los sólidos inorgánicos pesados y eliminar cantidades excesivas de aceites o grasas.

- * Tratamiento primario. Este tratamiento separa o elimina la mayoría de los sólidos suspendidos en las aguas residuales, aproximadamente del 40 al 60 % (Hilleboe 1980), mediante el proceso físico de asentamiento en tanques de sedimentación.

El propósito fundamental de los dispositivos para el tratamiento primario consiste en disminuir la velocidad de las aguas residuales para que puedan sedimentarse los sólidos por efecto de su propio peso.

Los parámetros que afectan el diseño y la tasa de remoción esperada son: Carga superficial (V_s), Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) y Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en el afluente.

- * Tratamiento secundario. Tiene por finalidad principal la reducción de materia orgánica biodegradable en suspensión y/o soluble mediante procesos biológicos.

Los procesos biológicos se clasifican según la dependencia del oxígeno por parte de los microorganismos que son los responsables del tratamiento de los residuos. En los procesos aerobios, la estabilización de los residuos se consigue mediante microorganismos aerobios y facultativos. Cuando se encuentran presentes los tres tipos de microorganismos, a los procesos se les llama aerobio – anaerobio o facultativos (Metcalf y Eddy, 1995).

- * Tratamiento terciario. En este caso se emplea una combinación de operaciones y procesos unitarios específicos con el objetivo de eliminar nutrientes como

nitrógeno, fósforo y microorganismos patógenos; componentes que pueden causar un impacto negativo en los cuerpos receptores de agua.

Los sistemas de tratamiento biológico se basan en procesos anaerobios, aerobios y facultativos, que aplicados correctamente de acuerdo a las condiciones climáticas y socioeconómicas del lugar, así como las condiciones fisicoquímicas del agua, generan resultados satisfactorios en cuanto al mejoramiento de la calidad de esta. Uno de los sistemas anaerobios que se han implementado es el de tanque séptico seguido de un filtro anaerobio de flujo ascendente.

4.3.1. Tanque séptico y filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA). El sistema de tanque séptico y FAFA, considerado como sistema de tratamiento integrado de aguas residuales domésticas de bajo costo, tiene la finalidad de remover contaminantes presentes en el agua residual doméstica y se constituye en una alternativa de solución al problema del deterioro de la calidad del agua.

4.3.1.1 Tanque séptico. El tanque séptico se caracteriza por que en él la sedimentación y la digestión ocurren dentro del mismo tanque. El tanque séptico consiste esencialmente en uno o varios tanques o compartimientos de sedimentación de sólidos en serie. La función más utilizada del tanque séptico es la de acondicionar las aguas residuales para disposición mediante campos de infiltración o para tratarla posteriormente en filtros anaerobios, filtros intermitentes de arena o procesos biológicos convencionales en el mismo sitio (Romero, 1999).

Según estudios realizados sobre la eficiencia de tanques sépticos, estos deben tener periodos de retención mayores de 24 horas, una configuración de la unidad de salida con pantalla para gases, relación de área superficial a profundidad mayores de 2 y se debe

preferir un tanque de cámaras múltiples con interconexiones similares a las de la unidad de salida (Laak, citado por Romero 1999).

Las funciones del tanque séptico son:

- * Eliminar sólidos suspendidos y material flotante.
- * Realizar el tratamiento anaerobio de los lodos sedimentados.
- * Almacenar lodos y material flotante.

La eficiencia del tanque séptico depende de su geometría, de los dispositivos de entrada, del número de compartimentos, temperatura, de la operación y el mantenimiento (Viera y Sobrinho, citado por campos, 1990). La remoción de DBO en un tanque séptico puede ser del 30 al 50 %, de grasas y aceites un 70 a 80 %, de fósforo un 15 % y de un 50 a 70 % de sólidos suspendidos (SS), para aguas residuales típicas (Romero, 1999).

En un tanque séptico, la eficiencia de remoción de sólidos puede verse afectada en alguna medida por la materia flotante que tiende a llegar a la superficie del líquido, o por la resuspensión de partículas sedimentadas, ocasionada por las burbujas de biogás producidas por la descomposición de los sólidos sedimentados (Van Haandel y Lettinga, 1994).

De los sólidos suspendidos que llegan al pozo séptico la mayor parte de la materia es sedimentable, la cual entra en un proceso biológico de digestión anaerobia con disolución, licuación y volatilización de la materia orgánica previa a su estabilización. Por esta razón, la cantidad de lodo que se acumula en el estanque es pequeña; sin embargo, constituye una cantidad finita que con el tiempo hace disminuir el volumen efectivo del pozo séptico y por consiguiente el periodo de retención. Se estima que el volumen de lodos digeridos por persona entre periodos de limpieza (máximo 2 años) es del orden de 30 a 60 litros.

Los lodos acumulados en el pozo séptico deben extraerse periódicamente; de lo contrario disminuye el volumen útil y origina algunos inconvenientes como la disminución del periodo de retención y, por consiguiente, un aumento de la velocidad del flujo que conduce al arrastre de materiales sedimentables y mayor velocidad de colmatación de los sistemas de tratamiento secundario; la obstrucción de los conductos de entrada del agua servida o de salida del agua sedimentada (Unda, 2002).

La estructura del tanque séptico puede ser construida en concreto reforzado, fibra de vidrio, polietileno de alta densidad y acero, con tapas de inspección en cada una de las tuberías de conexión para permitir un monitoreo permanente de su funcionamiento. Es conveniente utilizar tanques entre 0.9 a 2 m. de profundidad, ya que minimizan la pérdida hidráulica y reducen la velocidad de sedimentación (Mara, 1996). Preferiblemente la forma del tanque debe ser rectangular con una relación largo y ancho de 2 – 3:1, con esto se busca reducir los cortos circuitos producidos por el flujo de entrada y así mejorar la remoción de sólidos suspendidos (véase el Anexo A).

4.3.1.2 Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA). El filtro anaerobio es una columna rellena de diversos tipos de medios sólidos (piedra de 4 – 8 cm. de diámetro o lado, con una altura del lecho filtrante entre 0.8 a 2.0 m, material sintético como pall rings y bloques corrugados de material plástico) que se utiliza para el tratamiento de materia orgánica carbonosa contenida en el agua residual. El agua a tratar fluye en sentido ascendente, entrando en contacto con el medio sobre el que se desarrollan y fijan las bacterias anaerobias. Dado que las bacterias están adheridas al medio y no son arrastradas por el efluente se pueden obtener tiempos medios de retención celular del orden de los 100 días (Culp *et, al* citado por Romero, 1999) (véase Anexo B).

El arranque de un proceso de crecimiento adherido puede ser más lento que el de un proceso de crecimiento suspendido y demorar unos seis meses en aguas residuales de baja

concentración y temperatura. Sin embargo, el filtro anaerobio es poco sensible a variaciones de carga hidráulica y a la operación discontinua pues el medio retiene los sólidos y la biomasa formada en él (Romero, 1999).

Las mayores tasas de remoción de sustrato en los FAFA ocurren en los niveles mas bajos del lecho, siendo que en esa región existen grandes concentraciones de sustrato y sólidos biológicos. Los sólidos biológicos que se forman en las capas mas profundas del lecho son mantenidas en suspensión, en forma de flocs o gránulos, y pueden presentar elevada capacidad de degradación de los diferentes sustratos. Los filtros biológicos en buenas condiciones de funcionamiento pueden presentar eficiencias elevadas de remoción de DQO y no exigen unidades de decantación complementarias. La eficiencia de estas unidades son superiores al 80 % de DBO para TRH menores a 24 horas (Campos, 1990).

El filtro anaerobio de flujo ascendente puede verse desde dos concepciones distintas. Una de ellas con el lecho ocupando casi la totalidad del volumen del reactor, y otra, mostrando una unidad con una región libre y una región con relleno, caracterizando un reactor híbrido en el que en su parte superior existe un soporte que ayuda a la separación gas-sólido, entre otras funciones; y en su región inferior prevalece la formación de lodo granulado en forma de floc o aun, como agregados en suspensión.

El filtro anaerobio como cualquier otro reactor cuyo funcionamiento se basa en el proceso anaerobio, puede ser dispuesto de todas las ventajas respecto al tratamiento aerobio, como es la baja producción de lodo, el nulo consumo de energía, la necesidad de pocos recursos electromecánicos y se suma a ello la facilidad de operación del sistema (Campos, 1990).

Existen factores que interfieren en el proceso anaerobio desarrollado en el filtro, tales como el medio de relleno, que influye significativamente en la formación de la biopelícula; la forma, que ejerce influencia en el desempeño en la medida que posibilita la mezcla completa y por consiguiente un mayor contacto del agua residual con la masa biológica; la

relación de eficiencia del sistema que puede verse afectada por la configuración del reactor, tipo y ubicación del medio, carga orgánica y tiempo de retención hidráulico; concentraciones y cargas orgánicas que dependen de las variaciones del material orgánico y del caudal afectando la eficiencia del sistema y la producción de biogás; comportamiento hidráulico, ya que si se tiene una distribución uniforme del caudal se tendrá menor volumen de espacios muertos. La velocidad del flujo debe estar en función de los sólidos suspendidos para reducir la eliminación de biomasa o el lavado del filtro.

Existen factores ambientales que afectan el proceso de tratamiento anaerobio dentro de los filtros, uno de estos es la temperatura, que debe estar entre 25 a 38 °C. Una variación de 5 °C por debajo de esta disminuiría la eficiencia, que oscila entre 70 a 80 %, en un 5 % (Campos, 1990). Para la producción de metano la temperatura óptima se encuentra entre 30 y 40 °C (Winkler, 1999).

Otros factores como el pH limitan procesos como la metanogénesis, el pH debe estar por encima de 6 unidades ya que el valor óptimo para todo el grupo de bacterias metanogénicas está próximo a 7; de no mantenerse este valor se podría producir una acidificación del reactor, y presentar olores agresivos, por ello la alcalinidad presente en el agua es un factor que le proporciona la capacidad buffer suficiente para neutralizar la acumulación de ácidos grasos volátiles y el dióxido de carbono.

La utilización de los filtros anaerobios como tratamiento complementario de efluentes de tanques sépticos ha sido bastante difundida en Brasil, en donde se han obtenido las siguientes conclusiones: si se utiliza material sintético como medio de soporte, se recomienda un TRH mayor o igual a 12 horas y para grava mayor o igual a 18 horas. Si el TRH es mayor a 24 horas se obtienen eficiencias elevadas, cuando el TRH está próximo al límite inferior se presenta inestabilidad en el proceso; aunque cabe anotar que estos reactores siguen siendo centro de investigación como unidades de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales (Jácome y Marín, 2001). Se ha encontrado que estos

filtros logran remociones de DBO del 80 %, con lechos de piedra de 4 a 7 mm de diámetro y altura de 1.20 metros (Pawiewsky, citado por Romero, 1999).

4.4. BIOGÁS.

Se produce en un proceso donde la biomasa contenida en las aguas residuales de origen orgánico en ausencia de oxígeno, se degrada o descompone por la actividad de unos microorganismos específicos transformándose en un gas de alto contenido energético o biogás y en otros productos que contienen la mayor parte de los componentes minerales y compuestos.

El biogás, cuyo componente principal es el metano (60 -70 %), y en menor cantidad el dióxido de carbono (30-40 %), hidrógeno (5-10 %), nitrógeno (4-6 %) y ácido sulfhídrico en trazas (Severiano, 1990), puede emplearse para producir energía térmica, eléctrica o en sistemas de cogeneración. El metano es el componente que confiere el valor energético a este gas, 1 m³ de biogás tiene un poder calorífico próximo a las 5.500 kcal (Moncayo, 2003). En la tabla 4 se resumen algunas propiedades físicas del biogás.

La utilización del metano producida por la digestión anaerobia de los lodos de agua residual, es una práctica común en los países desarrollados para la que se necesitan instalaciones complejas y costosas, sin embargo, en Latinoamérica se han implementado pequeñas plantas construidas con materiales simples y de bajo costo. En la tabla 5, se muestra el consumo de biogás que se necesitan para diferentes usos.

Tabla 4. Propiedades físicas del Biogás y otros combustibles

Propiedades físicas	Combustibles		
	Biogás	Propano	Metano
Fórmula	CH ₄ + CO ₂	C ₃ H ₈	CH ₄
Peso molecular	32.8	44.06	16.03
Poder calorífico (Kcal/m ³)	5342	23052	9120
Aire de combustión (m ³ /m ³)	5.7	23.82	9.53

Fuente. Icaítí. Instituto centroamericano de investigación y tecnología industrial, 1983 Citado por (Bernal, 2001)

Tabla 5. Consumo de biogás en L/hora y Kcal/hora, considerando un poder calorífico de 6000 Kcal/m³

Uso	L/hora	kcal/hora
Lámpara de capuchón	100	600
Quemador para estufa	320	1920
Quemadores para hornos	420	2520
Estufa con 4 quemadores y 1 horno	2068	12408
Soplete de gas para plomero	250	1500
Refrigerador de absorción 0.064 m ³	83	500
Motor de combustión interna	500	—

Fuente. Biotecnología para el aprovechamiento de los desperdicios orgánicos, 1990

Un inconveniente presentado en la digestión anaerobia, es que esta trabaja bien con aguas residuales concentradas, lo que significa que para tratar aguas residuales tan diluidas como las domésticas se requiere de un digestor con un gran volumen.

5. METODOLOGÍA

La evaluación de la PTAR con filtro anaerobio de flujo ascendente ubicada en el colegio académico de Asnazú del corregimiento del mismo nombre, en el municipio de Suárez (Cauca) se llevó a cabo luego del período de vacaciones de final de año de 2004, para lo cual se realizaron las actividades descritas a continuación.

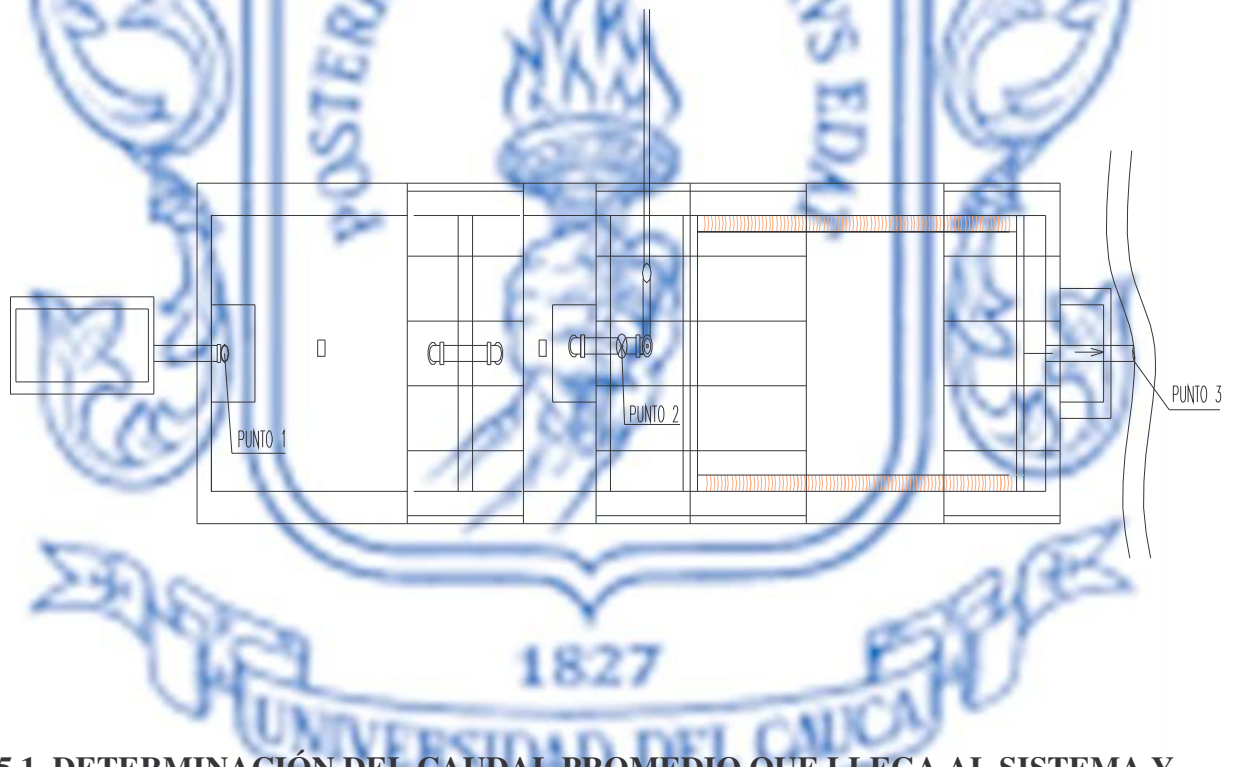
La duración del estudio de campo fue de trece semanas, con una frecuencia de visitas para muestreo de una o dos veces por semana dependiendo de la disponibilidad del transporte que el convenio Corporación Regional del Cauca (CRC) – Universidad del Cauca facilitaron, en las primeras cuatro semanas se realizó el premuestreo y se observó cuales eran las actividades que se desarrollaban durante la jornada académica del colegio. En las siguientes semanas, se procedió al muestreo con el que se recolectó la información para realizar la evaluación de la eficiencia del sistema.

El colegio Académico de Asnazú esta ubicado al norte del departamento del Cauca, la temperatura promedio del lugar es de 23 °C y se encuentra a una altura promedio sobre el nivel del mar de 290 m. Tiene una población estudiantil de 416 alumnos, docente y administrativa de 13 y trabajadores del colegio de 5, su jornada académica se efectúa de lunes a viernes en las horas de la mañana entre 7:30 a.m. a 1:30 p.m., en horas de la tarde, sábados y domingos no se presenta actividad. Dentro de sus instalaciones cuenta con una batería sanitaria que posee 19 aparatos sanitarios de 17 litros y 4 lavamanos, que son utilizadas por estudiantes y profesores, además el colegio cuenta con un restaurante escolar que proporciona el almuerzo a los estudiantes del colegio. El agua residual doméstica que ingresa a la planta de tratamiento de aguas residuales proviene de la batería sanitaria, del lavado de implementos de aseo para la limpieza del colegio y del restaurante escolar. El flujo solo se presenta durante la jornada académica, estimándose que el periodo en el cual

la planta recibe agua residual doméstica es de 8 horas por día. Los días en los cuales no hay actividad académica el flujo de agua residual es nulo.

Para los efectos del muestreo en la PTAR, fueron localizados tres puntos que corresponden a: punto uno, entrada al pozo séptico; punto dos, salida pozo séptico – entrada FAFA y punto tres, salida del FAFA y del sistema (ver figura 1). Los análisis de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), pH, temperatura, dureza, alcalinidad, sólidos totales, suspendidos, fijos, volátiles y sedimentables se realizaron para los tres puntos de muestreo. El caudal fue medido en el punto tres.

Figura 1. Localización puntos de muestreo en planta



5.1. DETERMINACIÓN DEL CAUDAL PROMEDIO QUE LLEGA AL SISTEMA Y TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH)

La medición de caudal se realizó a la salida del sistema (punto tres) asumiendo que el caudal de entrada es igual al de salida; este supuesto fue necesario debido a la dificultad de

medir el caudal en el punto uno porque para realizar el aforo se debía disminuir por bombeo el nivel del agua del tanque séptico afectando la continuidad del tratamiento en el sistema ya que no se cuenta con el nivel de agua necesario para que ésta pase a la siguiente unidad de tratamiento (FAFA) al poseer el sistema salidas de flujo superficiales.

El caudal se determinó mediante aforos volumétricos tomados en el transcurso diario de la actividad académica que va desde las 8:00 a.m. a 1:20 p.m., en intervalos de 1 ½ horas y luego al promediarlos se determinó el caudal diario medio que abastece al sistema. Con los datos diarios promediados durante el tiempo de estudio se obtuvo el caudal promedio de la planta.

Los resultados de los promedios diarios de caudal y el volumen de las diferentes etapas del sistema (Tanque séptico y FAFA) permitieron estimar teóricamente el TRH. La determinación del volumen del tanque séptico y FAFA se calcularon con los datos de altura, longitud y ancho de estas unidades, asumiendo una porosidad de la grava del 50 % (Fernández, 2005).

5.2. DETERMINACIÓN DE LAS HORAS DE MAYOR USO DE LA BATERÍA SANITARIA Y LA COCINA Y CÁLCULO DE LA CONCENTRACION Y CARGA ORGÁNICA APORTADA AL SISTEMA

De acuerdo a la información recolectada durante el premuestreo, se determinaron las horas en las cuales los alumnos hacen mayor uso de la batería sanitaria, además del horario en el que la cocina está en funcionamiento para así determinar las horas de muestreo con el fin de contar con una muestra representativa.

De acuerdo con la observación de la dinámica del colegio se establecieron las horas de muestreo en los tres puntos las cuales fueron 8:50 a.m., 10:20 a.m., 11:50 a.m. y 1:20 p.m. En las horas determinadas se tomó un volumen de 500 mL para conformar una muestra compuesta de agua residual. Posteriormente se analizó la DBO₅ (demanda bioquímica de

oxígeno) y/o DQO (demanda química de oxígeno). Según los valores promedios diarios de caudal y los obtenidos de DBO₅ y DQO, se determinó el aporte diario de carga orgánica al sistema.

5.3. ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DEL AGUA RESIDUAL

El análisis fisicoquímico se realizó en los tres puntos de muestreo. Los parámetros analizados fueron: demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), pH, temperatura, dureza, alcalinidad, sólidos totales, suspendidos, fijos, volátiles y sedimentables. Este análisis se llevó a cabo de acuerdo con la metodología descrita en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998. En la tabla 6, se especifica el método utilizado en la evaluación del agua residual que abastece al sistema.

En la determinación de DQO, se realizó un ajuste en el ensayo para los puntos de muestreo 2 y 3, debido a la alta dilución de las aguas residuales que ingresan a la PTAR de Asnazú, lo que obligó a cambiar el rango del ensayo de alto a bajo según la concentración del agua residual.

Tabla 6. Parámetros y métodos de análisis

Parámetro	Unidad	Método ^a
DBO ₅	mg/L	5210 B
DQO	mg/L	5220 D
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	2320 B 4.a
Dureza	mg CaCO ₃ /L	2340 C
pH	----	4500-H ⁺ B
Temperatura	°C	2550 B
Sólidos totales	mg/L	2540 B
Sólidos suspendidos	mg/L	2540 D
Sólidos volátiles	mg/L	2540 E
Sólidos fijos	mg/L	2540 E
Sólidos sedimentables	ml/L	2540 F

^a. Numero correspondiente al código manejado en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998

5.4. MEDICIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE LODOS Y DETERMINACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

Con la ayuda de un bastidor de tres metros de largo y de una tela blanca, se hizo la medición de lodos, una vez por semana se introdujo el bastidor graduado envuelto en la tela en la zona de producción de lodos en el tanque séptico durante el tiempo de estudio.

La producción de biogás se calculó teóricamente según la producción de metano, que es el principal componente (60 – 70 %) (Severiano, 1990). Se realizó una medición volumétrica del biogás por desplazamiento de agua en una probeta calibrada a la salida de los domos que cubren al tanque séptico y al FAFA. La estimación de la producción de metano se realizó teóricamente mediante el proceso metanogénico mencionado en Metcalf y Eddy, 1996, en esta determinación se tuvo en cuenta que el colegio solo trabaja en la jornada de la mañana y que la operación de la PTAR es aproximadamente de 8 horas por día. Con los volúmenes diarios de producción de metano en el tanque séptico y FAFA se calculó la masa molecular producida utilizando la ecuación de los gases ideales.

5.5. RECOPIACIÓN DE DATOS

Los datos recolectados en campo y laboratorio se recopilaron en un cuaderno siguiendo los formatos del Anexo D y E. En las tablas 8 y 9 se muestran los datos de campo y laboratorio que se utilizaron para el análisis del sistema de tratamiento de agua residual de Asnazú.

5.6. SOCIALIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN

Luego de evaluar y analizar las condiciones de operación del sistema de PTAR con FAFA ubicada en el colegio académico de Asnazú, se socializará la información producida con el fin de que esta tecnología pueda ser implementada en otras regiones que no cuenten con la experiencia en el manejo de este tipo sistemas de tratamiento de agua residual.

6. RESULTADOS

6.1. COMPORTAMIENTO DE CAUDAL

Los resultados obtenidos en la medición de caudal se muestran en la tabla 7. Los valores presentaron variaciones horarias de acuerdo al uso de la batería sanitaria utilizada por los estudiantes y de la actividad presentada en la cocina. En consecuencia, el caudal que ingresa a la planta depende de las actividades académicas. En la figura 2 se muestra el comportamiento de los caudales máximo, mínimo y promedio durante las horas de muestreo a lo largo del periodo de estudio. En la figura 3, se muestra la variación de los caudales máximo, mínimo y promedio durante los días de muestreo.

Los datos correspondientes a la octava visita de muestreo no se tuvieron en cuenta en el análisis pues debido a un daño en la tubería que abastece al sistema, el aporte de agua residual se vio interrumpido afectando las condiciones del estudio. En la visita de muestreo 15, no se reporta valor de caudal a las 8:50 a.m. por un daño en la tubería.



Tabla 7. Datos de caudal en las visitas de muestreo

DIAS DE MUESTREO	HORAS DE MUESTREO/CAUDAL (L/S)			
	08:50	10:20	11:50	13:20
2	0.24	0.23	0.14	0.18
4	0.023	0.10	0.058	0.12
9	0.025	0.23	0.14	0.18
12	0.14	0.15	0.19	0.14
15	0.27	0.10	0.55	0.29
18	0.27	0.29	0.36	0.096
23	0.22	0.13	0.31	0.61
25	0.070	0.12	0.12	0.33
32	0.10	0.42	0.81	0.18
37	0.098	0.16	0.25	0.34
39	0.17	0.29	0.27	0.18
46	0.17	0.22	0.11	0.051
52	–	0.21	0.11	0.053
59	0.024	0.19	0.093	0.057
64	0.11	0.11	0.10	0.065

Figura 2. Caudal mínimo, máximo y promedio durante el día

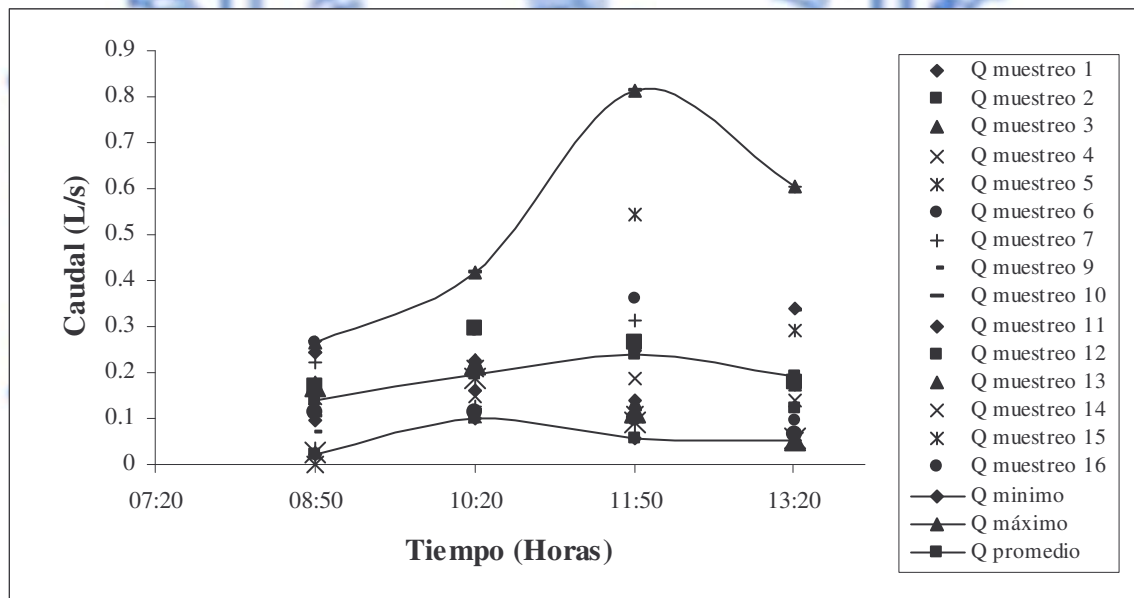
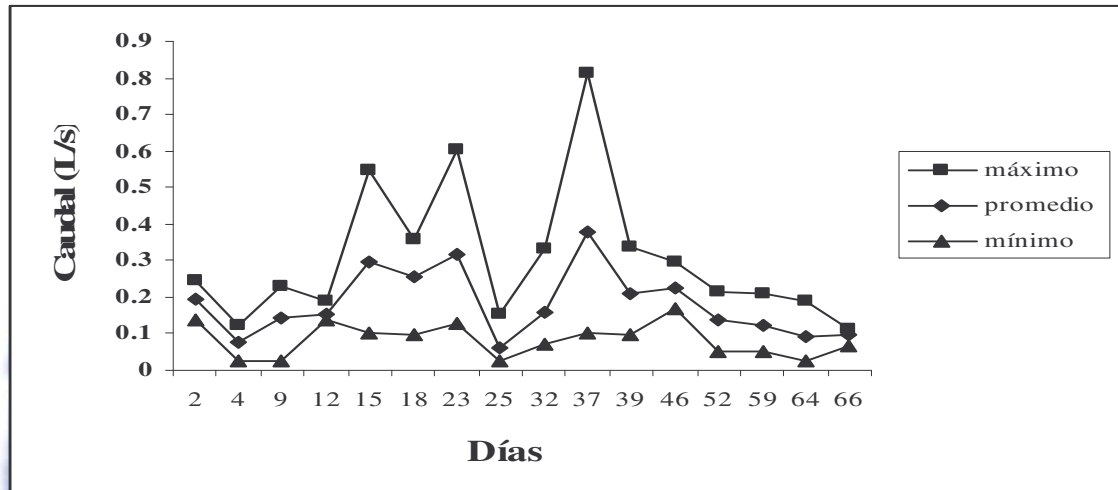


Figura 3. Caudal promedio, máximo y mínimo en los días de muestreo



6.2. TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO

El TRH teórico se calculó para todos los días del muestreo, para el tanque séptico y el FAFA, con los datos de caudal y volumen de las unidades. Los resultados obtenidos se resumen en la tabla 8.

Los cálculos para la determinación del volumen de las unidades de tratamiento se presentan a continuación:

$$V_T = L * H * A = 5.1 * 1.8 * 1.7 = 15.606 \text{ m}^3$$

$$V_{FAFA} = L * H * A * P = 4.8 * 1.8 * 1.7 * 0.5 = 7.344 \text{ m}^3$$

Donde:

V_T = Volumen Tanque séptico

V_{FAFA} = Volumen del FAFA

L = largo

H = altura

A = ancho

P = Porosidad de la grava

Tabla 8. Caudal y tiempo de retención hidráulico (TRH)

Unidad del sistema	Día de muestreo	Caudal (L/s)	TRH (horas)
TANQUE SÉPTICO	2	0.14	30.61
	4	0.13	33.89
	9	0.14	30.72
	12	0.15	28.06
	15	0.24	17.95
	18	0.25	17.11
	23	0.32	13.71
	25	0.061	70.95
	32	0.32	13.69
	37	0.38	11.46
	39	0.21	20.50
	46	0.23	19.07
	52	0.14	31.46
	59	0.12	35.24
	64	0.091	47.85
66	0.098	44.14	
FAFA	2	0.14	14.41
	4	0.13	15.95
	9	0.14	14.46
	12	0.15	13.20
	15	0.24	8.45
	18	0.25	8.05
	23	0.32	6.45
	25	0.061	33.39
	32	0.32	6.44
	37	0.38	5.39
	39	0.21	9.65
	46	0.23	8.97
	52	0.14	14.80
	59	0.12	16.59
	64	0.091	22.52
66	0.098	20.77	

6.3. PARAMETROS FISICOQUIMICOS ANALIZADOS EN LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO

Los resultados obtenidos en campo (pH y temperatura) y laboratorio (DBO₅, DQO, alcalinidad, dureza, sólidos totales, suspendidos, fijos, volátiles y sedimentables) se muestran en la tabla 9. Algunos datos de los sólidos no son reportados porque su medición no fue posible al no ser detectables por el método utilizado. En el caso de la DBO₅ y DQO los datos no reportados representan la dificultad que se presentó en la aplicación del método debido a las variaciones en la composición del agua residual, esto también influyó en dos de los resultados de la prueba de DQO al presentar valores menores que los de DBO₅ lo cual es debido al cambio de rango del método de ensayo de alto a bajo, razón por lo cual fueron excluidos del análisis. Para pH y temperatura los datos no reportados corresponden a la primera visita de muestreo en la cual no se contó con el equipo para realizar tal medición.

En el caso de las pruebas de sólidos algunos resultados obtenidos para el punto tres (salida del sistema) fueron mayores que el punto dos (entrada al FAFA), debido posiblemente a la caída de sólidos en el momento de la toma de la muestra ya que en el lugar de muestreo, la tubería de salida de la PTAR se encuentra en contacto con el suelo dificultando el procedimiento y posibilitando la caída de sólidos en el momento de la toma de muestra (ver fotografía 3)



Tabla 9. Resultados de laboratorio de los parámetros fisicoquímicos de la PTAR de Asnazú

Parámetro	DBO ₅ (mg/L)			DQO (mg/L)			ALCALINIDAD (mg/L CaCO ₃)			
	Punto	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Día										
0	122.40	–	3.67	155.5	19.4	6.8	47.36	69.46	85.25	
2	–	20.40	–	231.1	26.9	11.8	25.26	87.35	79.99	
4	109.66	34.43*	3.37	221.0	21.9*	9.3	98.93	73.67	75.78	
9	–	–	4.49	59.7	19.4	14.3	56.84	52.63	64.20	
12	56.10	–	3.36	92.5	34.5	26.9	46.31	103.14	92.62	
15	56.10	14.28	2.55	125.5	34.5	14.3	92.62	50.52	71.57	
18	79.05	13.60*	2.14	160.5	1.7*	–	61.05	48.41	71.57	
23	56.10	20.40	3.98	59.7	21.9	11.0	69.47	63.15	86.31	
25	99.45	13.60	4.69	523.5	31.6	19.1	105.30	67.36	63.15	
32	79.90	21.08	3.47	321.8	23.6	17.5	61.05	69.47	73.68	
37	100.98	14.28	5.15	137.8	15.5	5.8	42.10	58.94	63.15	
39	94.35	25.84	6.54	155.5	41.3	26.1	82.10	71.57	84.20	
46	114.75	25.84	4.59	180.7	29.1	8.4	50.52	56.84	65.30	
52	119.85	24.48	2.78	553.7	26.8	7.7	103.15	92.62	117.88	
59	127.50	26.52	6.95	460.5	42.3	7.8	73.68	92.62	84.20	
64	79.05	13.60	2.78	158.0	14.2	6.8	46.31	37.89	42.10	
66	117.30	17.00	2.78	475.6	25.2	7.8	71.57	46.31	54.73	

- valores erróneos debidos al cambio de rango del método de ensayo de alto a bajo.



Tabla 9. Resultados de laboratorio de los parámetros fisicoquímicos de la PTAR de Asnazú. (Continuación)

Parámetro	Dureza (mg/L CaCO ₃)			pH			TEMPERATURA (°C)			
	Punto	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Día										
0		17.89	16.1	41.15	–	–	–	–	–	–
2		26.83	26.83	25.05	7.01	7.24	7.42	23.5	24.3	25.3
4		16.10	16.1	10.74	7.22	7.69	7.43	25.8	26.3	27.0
9		12.52	12.52	17.89	7.37	7.60	7.65	25.8	24.5	25.5
12		21.47	17.89	37.57	7.40	7.97	7.36	23.3	25.0	26.0
15		25.1	21.47	19.68	7.70	7.53	7.84	23.3	25.0	26.3
18		23.26	19.68	26.84	6.47	6.76	7.33	23.8	23.5	24.5
23		23.26	21.47	46.51	6.86	7.21	7.28	23.0	24.3	24.0
25		53.67	17.89	23.26	6.98	7.55	7.25	24.0	24.5	25.3
32		17.89	23.26	26.83	6.89	7.09	7.23	25.5	25.0	26.0
37		21.47	19.68	17.89	6.75	7.22	7.27	24.3	24.3	25.0
39		29.47	21.45	26.84	6.61	7.40	7.42	25.3	23.5	24.5
46		33.99	35.78	32.20	6.99	7.15	7.45	24.5	24.5	25.3
52		30.41	21.47	26.84	6.68	7.11	7.76	24.8	24.5	24.8
59		32.20	19.68	32.20	6.75	7.00	7.13	25.0	24.3	25.0
64		19.68	19.68	19.68	6.69	6.57	7.19	24.8	24.5	25.0
66		19.68	17.89	16.10	7.02	7.14	7.40	24.5	25.0	25.3

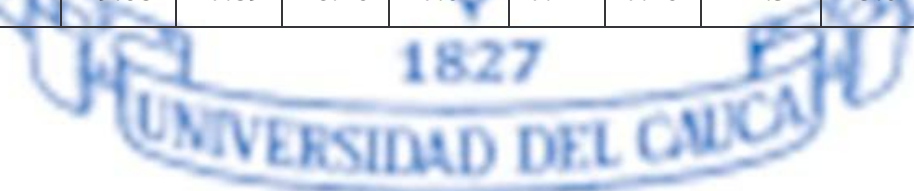


Tabla 9. Resultados de laboratorio de los parámetros fisicoquímicos de la PTAR d3 Asnazú. (Continuación)

Parámetro	SÓLIDOS TOTALES (mg/L)			SÓLIDOS SUSPENDIDOS (mg/L)			SÓLIDOS TOTALES FIJOS (mg/L)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Punto									
Día									
0	336.00	96.00	93.00	–	–	–	146.00	40.66	29.66
2	253.00	170.66	57.00	124.00	73.33	56.00	66.00	10.66	0.00
4	463.00	134.00	112.50	120.00	31.00	8.00	134.00	37.60	25.50
9	227.00	127.50	92.50	98.00	23.00	16.60	77.00	34.00	21.00
12	220.00	109.00	90.75	160.00	64.00	11.75	89.00	32.50	24.25
15	309.00	104.00	100.00	158.00	106.80	12.86	102.00	33.00	30.00
18	322.00	89.50	98.00	87.00	23.80	6.14	118.00	31.50	26.00
23	246.00	104.00	94.25	176.00	23.00	16.75	72.00	22.00	12.00
25	809.00	104.00	105.75	340.00	45.50	30.50	294.00	25.50	21.00
32	291.00	131.00	126.75	74.00	5.20	4.75	167.00	41.00	38.00
37	238.00	115.50	89.75	125.00	26.20	8.75	56.00	19.00	13.50
39	236.00	110.00	111.00	108.00	12.00	7.25	26.00	16.00	14.00
46	291.00	125.00	108.00	188.00	29.60	5.62	124.00	30.50	16.75
52	553.00	158.00	125.00	283.00	37.40	7.00	205.00	42.50	22.75
59	402.00	198.50	134.00	76.00	10.80	2.88	101.00	49.50	22.50
64	346.00	103.50	69.00	101.00	31.60	9.13	166.00	33.50	23.00
66	397.00	177.00	43.50	115.00	11.80	1.75	184.00	44.00	4.00



Tabla 9. Resultados de laboratorio de los parámetros fisicoquímicos de la PTAR d3 Asnazú. (Continuación)

Parámetro	SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES (mg/L)			SÓLIDOS SEDIMENTABLES (ml/L)		
	1	2	3	1	2	3
Punto						
Día						
0	190.00	53.33	63.33	1.00	-	-
2	187.00	160.00	57.00	1.00	-	-
4	329.00	96.40	87.00	0.70	-	-
9	150.00	93.50	71.50	0.50	-	-
12	131.00	76.50	66.50	0.30	-	-
15	207.00	71.00	70.00	0.70	-	-
18	204.00	58.00	72.00	0.50	-	-
23	174.00	82.	81.25	0.60	-	-
25	515.00	78.50	84.75	1.20	-	-
32	124.00	90.00	88.75	1.00	-	-
37	182.00	96.50	76.25	0.70	-	-
39	210.00	97.00	94.00	0.60	-	-
46	167.00	94.50	91.25	0.50	-	-
52	348.00	105.50	102.25	1.20	-	-
59	301.00	149.00	111.50	1.00	-	-
64	180.00	70.00	46.00	0.50	-	-
66	213.00	133.00	39.50	1.00	-	-

6.4. MEDICIÓN DE LODOS Y BIOGAS

La medición de la producción de lodos en el tanque séptico no reportó datos debido a que no hubo una producción medible de estos durante el periodo de estudio

Se realizó una medición volumétrica de biogás por desplazamiento de agua en una probeta calibrada a la salida de los domos que cubren al tanque séptico y al FAFA no reportando resultados medibles por el método utilizado.

7. DISCUSIÓN

7.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico de los datos obtenidos en campo y laboratorio se realizó mediante pruebas no paramétricas, debido a que por la naturaleza y tamaño de la muestra (17 datos) no se cumple con todas las asunciones respectivas para aplicarle la prueba paramétrica. Estas asunciones se refieren a la no igualdad en la prueba de varianzas y el no ajuste de los datos a la prueba de normalidad.

Para su tratamiento estadístico se almacenaron en la hoja de cálculo Excel 2003 y una vez organizados se transfirieron al paquete estadístico SPSS (Statiscal Package for the Social Science), para su análisis estadístico, descriptivo y referencial. Se aplicaron pruebas no paramétricas de distribución normal, independencia de datos y uniformidad de varianza a los parámetros fisicoquímicos analizados en el agua residual.

En la evaluación de caudal, carga orgánica aportada al sistema, producción de metano y eficiencias de remoción, el análisis estadístico que se realizó fue descriptivo, en el que se determinaron promedios, desviación estándar, valor máximo, valor mínimo e intervalo de confianza en función del tamaño de la muestra.

En el análisis de datos se aplicaron las pruebas paramétricas de Anova y no paramétricas de Kruskal-Wallis. No se logró realizar correlaciones entre las variables Tiempo (días de muestreo) y Sitio (puntos de muestreo) porque los datos no se adaptaron a la prueba.

Los datos de las variables Sitio y Tiempo se procesaron independientemente para cada uno de los parámetros evaluados. Analizando el comportamiento a lo largo del tiempo para cada punto de muestreo.

Para el desarrollo del análisis estadístico, fue necesario definir variables de respuesta y variables independientes. Una relación de las variables consideradas se presenta en la tabla 10

Tabla 10. Variables de respuesta

Variables de respuesta	Variables independientes
TANQUE SEPTICO	
Eficiencia remoción de sólidos totales, suspendidos.	Tiempo de retención hidráulico teórico, TRH
Eficiencia remoción de DQO	TRH
Eficiencia remoción de DBO ₅	TRH
FILTRO ANAEROBIO	
Eficiencia remoción de sólidos totales, suspendidos.	TRH
Eficiencia remoción de DQO	TRH
Eficiencia remoción de DBO ₅	TRH
PLANTA	
Eficiencia remoción de sólidos totales, suspendidos.	TRH
Eficiencia remoción de DQO	TRH
Eficiencia remoción de DBO ₅	TRH

7.1.1. Resultados del análisis estadístico. Luego de procesar los datos obtenidos durante el estudio, se obtuvieron resultados que permiten realizar el análisis del comportamiento de los parámetros fisicoquímicos y por consiguiente evaluar la eficiencia de la PTAR. Estos resultados se muestran en las tablas 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 y 18. En la tabla 19 se muestra la masa molecular del metano producido en la PTAR calculado teóricamente.

Tabla 11. TRH en Tanque séptico y FAFA

Sitio	Número de datos	Mínimo (horas)	Máximo (horas)	Promedio (horas)	Desviación estándar (horas)	TRH (horas)
Tanque séptico	16	11.46	70.95	29.15	15.56	29.15 ± 7.62
FAFA	16	5.40	33.39	13.72	7.32	13.72 ± 3.59

Tabla 12. Media y error estándar en los puntos de muestreo

Variable	Entrada pozo séptico	Salida pozo séptico	Salida del FAFa (salida del Sistema)	P
	M ± EE b	Entrada FAFa M ± EE b	M ± EE b	
DBO5	94.17±6.49	20.78±1.72	3.96±0.35	0.000 ^a
DQO	239.6±39.8	25.3±2.5	11.1±1.5	0.000 ^a
Alcalinidad	66.68 ±5.69	67.17 ±4.45	75.04 ± 4.11	0.221 ^a
Dureza	24.99±2.29	20.52 ± 1.23	26.31 ± 2.28	0.101 ^a
Sólidos totales	349.35 ± 36.23	126.89 ± 7.62	97.10 ± 5.77	0.000 ^a
Sólidos suspendidos	145.81 ± 18.41	34.69 ± 6.67	12.86 ± 3.36	0.000 ^a
Sólidos fijos	125.12 ± 15.81	31.85 ± 2.62	19.64 ± 2.06	0.000 ^a
Sólidos volátiles	224.24 ± 23.80	94.34 ± 7.13	77.46 ± 4.66	0.000 ^a
Sólidos sedimentables	0.76 ± 6.7 E-2	0 ± 0	0 ± 0	0.000 ^a
pH	6.96 ± 8.2 E-2	7.26 ± 8.8 E-2	7.35 ± 1.88	0.027 ^a
Temperatura	24.4 ± 0.2	24.5 ± 0.2	25.3 ± 0.2	0.195 ^a

Tabla 13. Eficiencias de remoción de DBO₅ para el tanque séptico, FAFa y del sistema

Sitio	Número de datos	Mínimo eficiencia de remoción de DBO₅ (%)	Máximo eficiencia de remoción de DBO₅ (%)	Promedio DBO₅ (%)	Desviación estándar (%)	Eficiencia de remoción de DBO₅ (%)
Tanque séptico	13	63.64	86.33	78.09	6.77	78.09 ± 3.68
FAFA	13	63.94	96.76	80.31	9.02	80.31 ± 4.90
Sistema	14	93.05	97.68	95.54	1.58	95.54 ± 0.83

Tabla 14. Eficiencias de remoción de DQO para el tanque séptico, FAFA y del sistema

Sitio	Número de datos	Mínimo eficiencia de remoción de DQO (%)	Máximo eficiencia de remoción de DQO (%)	Promedio DQO (%)	Desviación estándar (%)	Eficiencia de remoción de DQO (%)
Tanque séptico	16	62.70	98.92	84.60	12.34	84.60 ± 6.04
FAFA	15	21.91	93.67	54.11	22.24	54.11 ± 11.26
Sistema	15	70.87	99.08	91.99	8.80	91.99 ± 4.46

Tabla 15. Eficiencias de remoción de Sólidos totales (ST) para el tanque séptico, FAFA y Sistema

Sitio	Número de datos	Mínimo eficiencia de remoción de (ST) (%)	Máximo eficiencia de remoción de (ST) (%)	Promedio (ST) (%)	Desviación estándar (%)	Eficiencia de remoción de (ST) (%)
Tanque séptico	16	32.55	87.14	59.24	13.37	59.24 ± 6.55
FAFA	16	3.24	75.49	25.85	22.25	25.85 ± 10.90
Sistema	16	56.44	89.04	69.31	10.56	69.31 ± 5.17

Tabla 16. Eficiencias de remoción de Sólidos suspendidos (SS) para el tanque séptico, FAFA y sistema

Sitio	Número de datos	Mínimo eficiencia de remoción de (SS) (%)	Máximo eficiencia de remoción de (SS) (%)	Promedio (SS) (%)	Desviación estándar (%)	Eficiencia de remoción de (SS) (%)
Tanque séptico	16	32.40	92.91	75.17	17.49	75.17 ± 8.57
FAFA	16	8.65	99.07	60.40	28.48	60.40 ± 13.95
Sistema	16	54.84	98.73	90.93	10.38	90.93 ± 5.08

Tabla 17. Carga orgánica aportada al sistema

Sitio	Número de datos	Mínimo (Kg/día)	Máximo (Kg/día)	Promedio (Kg/día)	Desviación estándar (Kg/día)	Carga orgánica (Kg/día)
Entrada al sistema	14	0.18	1.10	0.49	0.25	0.49 ± 0.13

Tabla 18. Producción teórica de metano en Tanque y FAFA

Sitio	Número de datos	Mínimo Volumen de Metano (m ³ /día).	Máximo volumen de metano (m ³ /día)	Promedio (m ³ /día)	Desviación estándar (m ³ /día)	Volumen de Metano (m ³ /día)
Tanque séptico	13	0.033	0.20	0.086	0.045	0.086 ± 0.024
FAFA	13	0.0034	0.036	0.027	0.0097	0.027 ± 0.0053

Tabla 19. Masa molecular de metano en Tanque y Filtro

Sitio	Número de datos	Mínimo masa molecular de Metano (g).	Máximo masa molecular de metano (g)	Promedio masa molecular (g)	Desviación estándar (g)	Masa molecular de Metano (g)
Tanque séptico	13	21.63	131.12	56.38	29.18	56.38 ± 5.45
FAFA	13	2.23	22.95	12.77	6.35	12.77 ± 1.19

7.2. COMPORTAMIENTO DE CAUDAL

En la figura 2 se observa que al inicio de la jornada académica se presenta el menor valor en el caudal aumentando en el transcurso del día debido a la hora de descanso y a la actividad del restaurante escolar, el mayor valor se presenta hacia las 11:50 a.m., y como es de esperarse al final de la jornada disminuye por el cese de las actividades académicas. Luego de la 1:20 p.m. no se presenta aporte de agua residual a la planta por lo que a la salida del sistema el caudal disminuye hasta no presentar flujo de agua tratada.

Los datos de caudal obtenidos mediante el aforo volumétrico no presentaron variaciones muy significativas a lo largo del muestreo. En la figura 4 se muestra el comportamiento del caudal promedio, máximo y mínimo diario, siendo el menor valor 0.0232 L/s, el mayor 0.8132 L/s. Al realizar el análisis estadístico de los datos de caudal obtenidos en las visitas se calculo un caudal promedio de agua residual aportado al sistema de 0.1887 L/s.

Según la literatura, en el dimensionamiento del sistema se tiene en cuenta la dotación media de agua de consumo de la población, la cual para las instituciones educativas es del orden de 40 L/habitante*día (Carrasco. *et. al*, 1995). Según este valor el caudal de diseño para el colegio de Asnazú es de 0.6994 L/s durante la jornada académica, que difiere considerablemente del valor medido en el estudio el cual fue de 0.1887 L/s.

Las figuras 2 y 3 muestran variaciones en el comportamiento del caudal debido a que en el Colegio Académico de Asnazú el uso de las instalaciones sanitarias depende las actividades desarrolladas y las necesidades de los estudiantes. Este comportamiento de caudal es aceptable para una institución educativa.

7.3. TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO

Se analizó la influencia del tiempo de retención hidráulico TRH (cuyos valores estadísticos se muestran en la tabla 11 que es extracto de la información presentada en la tabla 8.) en las eficiencias de remoción de contaminantes, encontrándose que en el tanque séptico las remociones no son afectadas notoriamente ya que estas se mantienen dentro de un rango no muy amplio en las variaciones del TRH lo que se puede observar con la DBO_5 y DQO que tuvieron un comportamiento similar (ver figura 4). De acuerdo a la literatura se esperaba que al presentarse mayores TRH la eficiencia en la remoción de sólidos aumentara, pero de acuerdo al análisis de la figura 5 con el aumento del TRH las eficiencias varían sin presentar tendencia definida hacia el aumento.

En el FAFA, la DBO_5 no mostró variación significativa respecto a los diferentes TRH, mientras que la DQO si presentó variaciones pero no con una tendencia definida (ver figura 6). Los sólidos suspendidos presentaron un comportamiento similar al de la DQO, lo que no pasó con los sólidos totales que con el aumento del TRH las eficiencias de remoción fueron mayores. Con los resultados anteriores y de acuerdo a la literatura se puede inferir que en el único parámetro en el que tuvo influencia el TRH fue en los sólidos totales, en los demás parámetros evaluados el TRH no es una variable influyente en su comportamiento (ver figura 7). Este análisis pudo verse afectado por la estimación teórica del TRH.

Las figuras mostradas tienen intervalos en donde los datos correspondientes no pudieron ser calculados debido a que en estos puntos el análisis de los parámetros se dificultó por problemas en los ensayos de laboratorio.

Figura 4. Porcentaje (%) de remoción de DBO₅ y DQO respecto al TRH en el Tanque séptico

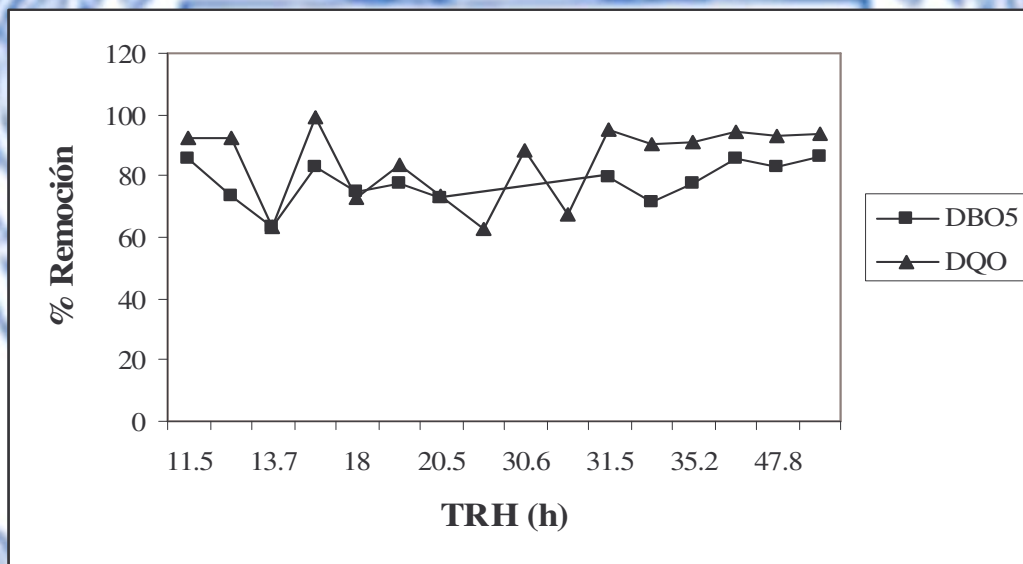


Figura 5. Porcentaje (%) de remoción de Sólidos Totales y suspendidos respecto al TRH en el Tanque séptico

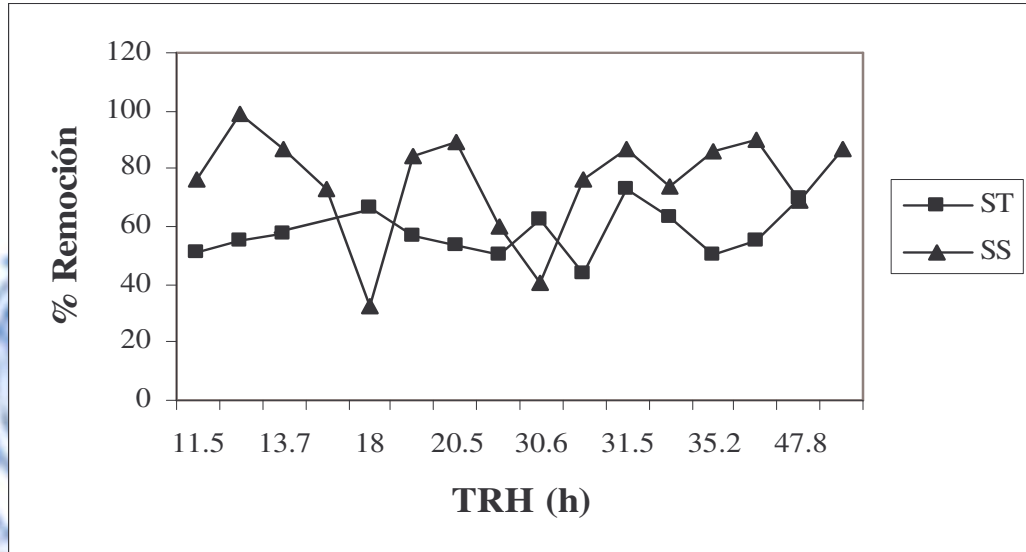


Figura 6. Porcentaje (%) de remoción de DBO₅ y DQO respecto al TRH en el FAFA

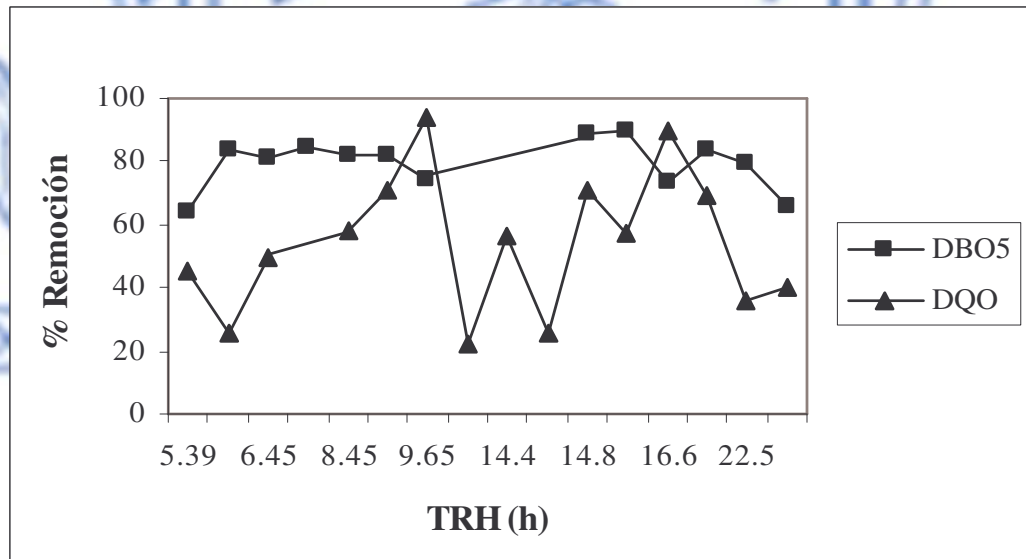
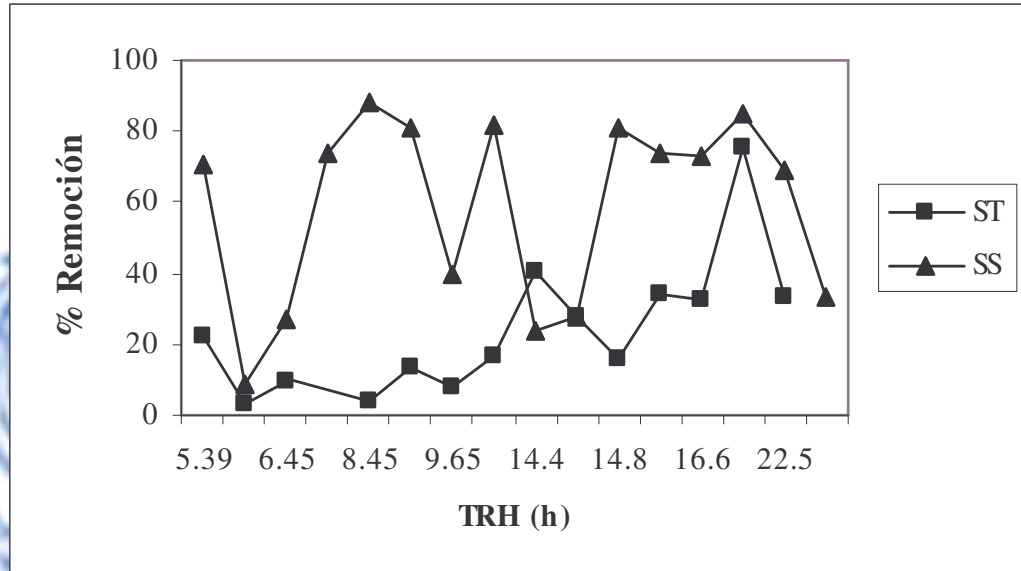


Figura 7. Porcentaje (%) de remoción de Sólidos totales y suspendidos respecto al TRH en el FAFA



7.4. PARAMETROS FISICOQUIMICOS ANALIZADOS EN LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO

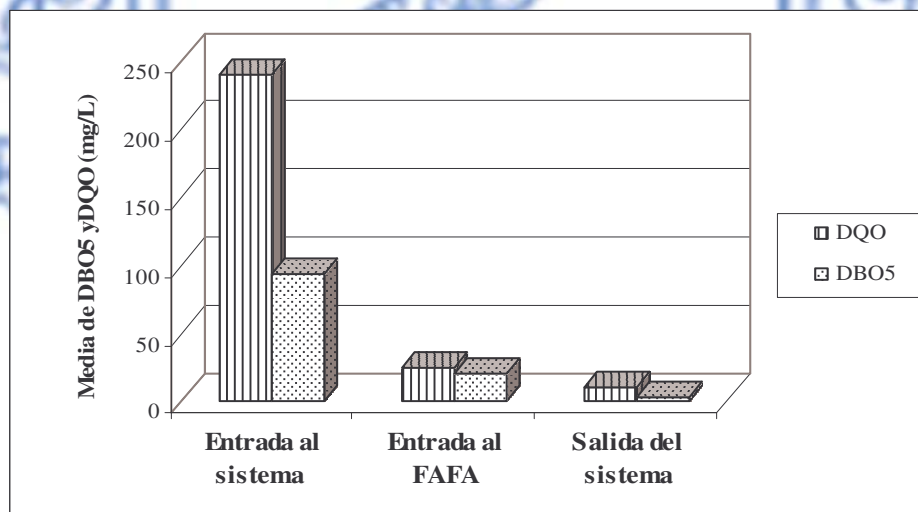
Los parámetros fisicoquímicos fueron analizados en campo y laboratorio. La temperatura y pH se midieron en campo, la DBO₅, DQO, sólidos, alcalinidad y dureza se analizaron en laboratorio según la metodología del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998. De acuerdo al análisis estadístico la alcalinidad, temperatura y dureza no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($P > 0.05$) en los diferentes puntos de muestreo. Encontrándose que los parámetros más relevantes en el estudio como la DBO₅, DQO y sólidos si presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). En la tabla 12 se reportan los valores medios y el error estándar de los parámetros medidos y analizados en cada punto de muestreo. Con esto se logra observar la dinámica del sistema.

De acuerdo a los valores del análisis de los parámetros fisicoquímicos determinados durante el estudio se puede clasificar la concentración de los contaminantes del agua residual del Colegio de Asnazú como débil, de acuerdo a la composición típica del agua residual bruta reportada por Metcalf y Eddy, 1995. De acuerdo a esta clasificación, a los datos de caudal medidos y a la alta dilución presentada por el agua residual de la institución educativa de Asnazú se puede inferir que la carga orgánica que ingresa al sistema es baja.

7.4.1. Comportamiento de DBO₅ y DQO en las unidades del sistema. La mayor disminución de materia orgánica en términos de DBO₅ y DQO, se produjo en el tanque séptico (entrada), este tiene como fin facilitar la sedimentación de los sólidos suspendidos, siendo este un factor influyente para que se presentaran valores menores en el efluente del tanque.

A la salida del FAFA, la concentración del efluente se ve también bastante disminuida posiblemente por la acción de las bacterias que consumen la materia orgánica (ver figura 8).

Figura 8. Comportamiento de la DBO₅ y DQO en las unidades de tratamiento



La eficiencia promedio de remoción de DBO_5 en las unidades de la PTAR son superiores a las reportadas en la literatura, de 30 – 50 % en el tanque séptico y 80 % en el FAFA (Romero, 1999), siendo las eficiencias promedio resultantes del estudio 78.1 % y 80.3 % para el tanque y FAFA respectivamente. Con una eficiencia total del sistema de 95.54 % para DBO_5 y 91.9 % para DQO con lo que se puede afirmar que el sistema opera de manera satisfactoria, cumpliendo con la legislación establecida.

Es importante notar que las altas eficiencias posiblemente sean debidas a la temperatura del agua (25 – 27 °C), la cual influye positivamente sobre la actividad metabólica de la población de microorganismos acelerando la degradación de la materia orgánica, aunque el intervalo de actividad óptimo está a temperaturas entre 30 – 60 °C (Winkler, 1999). Adicionalmente, debido al alto tiempo de retención hidráulico (mayores a 24 horas) que se presentan en la PTAR es probable que se presenten operaciones físicas que disminuyen la carga contaminante en las unidades del sistema lo que repercute en el buen funcionamiento del mismo. Los valores referentes a las eficiencias de remoción de DBO_5 y DQO, se resumen en las tablas 13 y 14, los cuales son extractos de la información presentada en el Anexo F.

Estos resultados al ser tan elevados podrían generar inquietudes con respecto a los valores de los análisis, pero al efectuar una revisión de literatura de las experiencias en Brasil en el estudio de tanque sépticos se puede establecer que sí es posible generar altas eficiencias de remoción en DBO_5 y SS; como es el caso del estudio de BRITO y GONÇALVES en 1984, que comparan el desempeño de siete fosas, 4 convencionales y tres innovadoras (con modificaciones hidráulicas) en donde todos los tanques fueron alimentados por residuos sanitarios, resultando eficiencias de remoción de DBO_5 y SS de 72 – 93 % y 90 – 98 % respectivamente. Los autores denominan a estos tanques sépticos como fosas sépticas de elevada reducción de DBO_5 .

El tanque séptico se puede comparar con una laguna anaerobia por presentar operaciones muy similares, e intervenir en el proceso el mismo grupo de bacterias anaerobias de acuerdo a lo afirmado por Mara (1993), reportando que a temperaturas mayores a 20 °C se presentan remociones de DBO de 75 % en una laguna óptimamente cargada con tiempos de retención hidráulico de 0.8 días a 25 – 27 °C. Esta apreciación se hace porque las condiciones en la que opera el sistema de Asnazú son muy similares a las condiciones establecidas en la laguna anaerobia sustentando los valores de eficiencia de remoción de DBO₅ y DQO obtenidos en el estudio, considerando, además que el tiempo de retención hidráulico es mucho mayor.

En un estudio publicado en el XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (1999) acerca de las variaciones de las concentraciones de materia orgánica en un sistema de tanque séptico y filtro anaerobio en donde la temperatura presentó medias diarias de 28 °C y amplitud de variación máxima de 3 °C a lo largo del día, siendo la temperatura elevada y estable al igual que el pH, el cual se mantuvo dentro de unos valores de 6,0 a 8,0, se reportaron valores de eficiencias de remoción de DQO del orden del 70%, valores que se asemejan a los reportados en el estudio realizado en la PTAR de Asnazú, la cual opera en condiciones similares a la experiencia brasilera.

En un estudio realizado por PROSA en la universidad Federal de Río Grande Brasil reporta una remoción de 60-70 % de sólidos suspendidos y de 55- 80 % de DBO₅ (Campos, 1999).

Con respecto al FAFA como proceso seguido del tanque séptico, en las experiencias de COUTO y FIGUEIREDO (1992) las eficiencias de remoción de DBO₅ y SS a pesar de utilizar distintos materiales de relleno fueron semejantes, variando de 60 a 80 % en la remoción de DBO₅ y de DQO, y de SS en una franja de 70 a 80 %.

7.4.2. Comportamiento de sólidos. En general el comportamiento de los sólidos totales, suspendidos, volátiles y fijos es similar en las unidades de tratamiento del sistema. La concentración de los sólidos disminuye con relación al avance en las unidades de tratamiento (ver figura 9 y 10)

Para los sólidos sedimentables se reportan valores muy pequeños en la entrada al tanque séptico, en los demás puntos los resultados de la medición no fueron detectables por el método de medición utilizado. Lo cual indica que el tanque cumple con la función de remover estos sólidos (Ver figura 11). Adicionalmente, debido a la pequeña concentración del afluente el tratamiento es más efectivo, disminuyendo la frecuencia de lavado del filtro al no presentar problemas de obstrucción.

Figura 9. Comportamiento de sólidos totales (ST) y suspendidos (SS) en las unidades de tratamiento

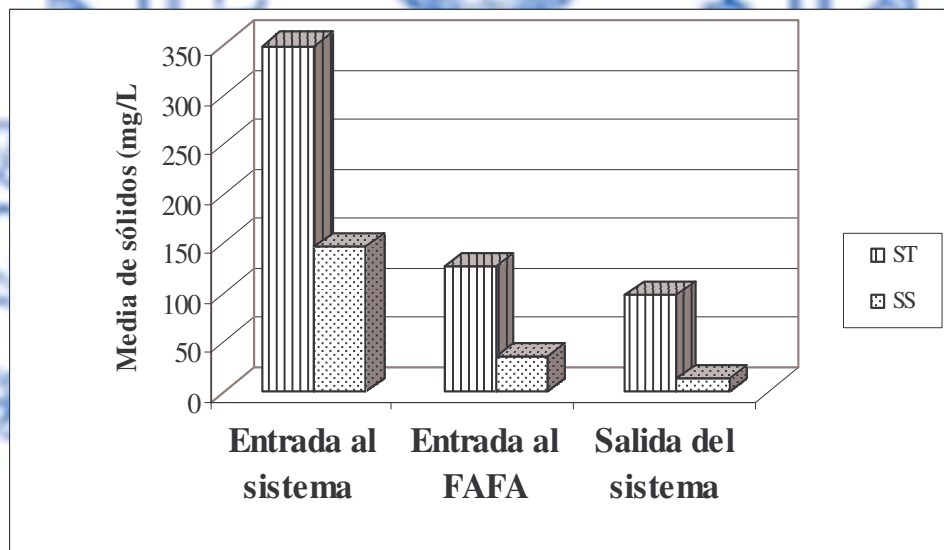


Figura 10. Comportamiento de sólidos fijos (SF) y volátiles (SV) en las unidades de tratamiento

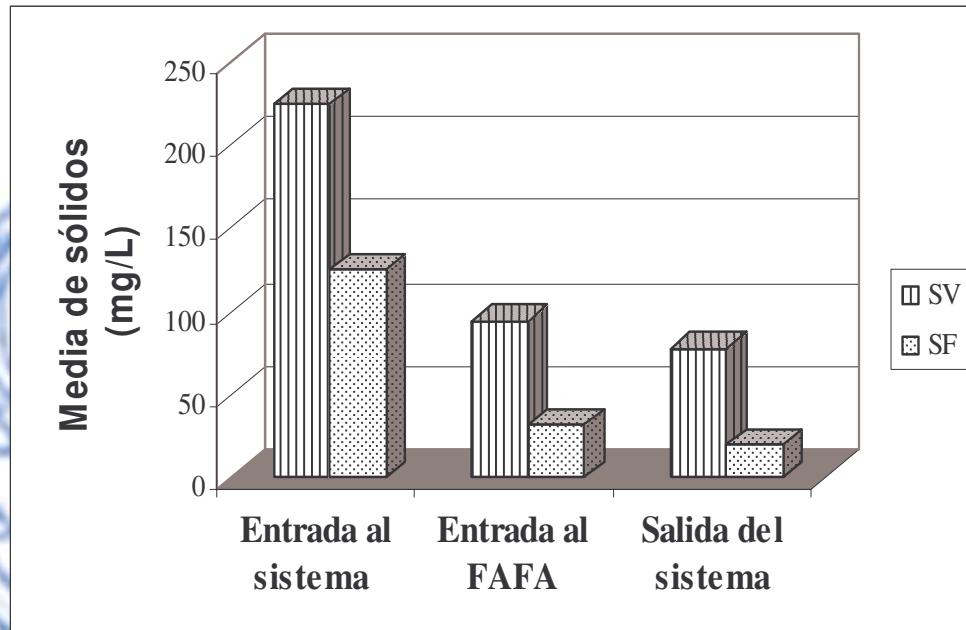
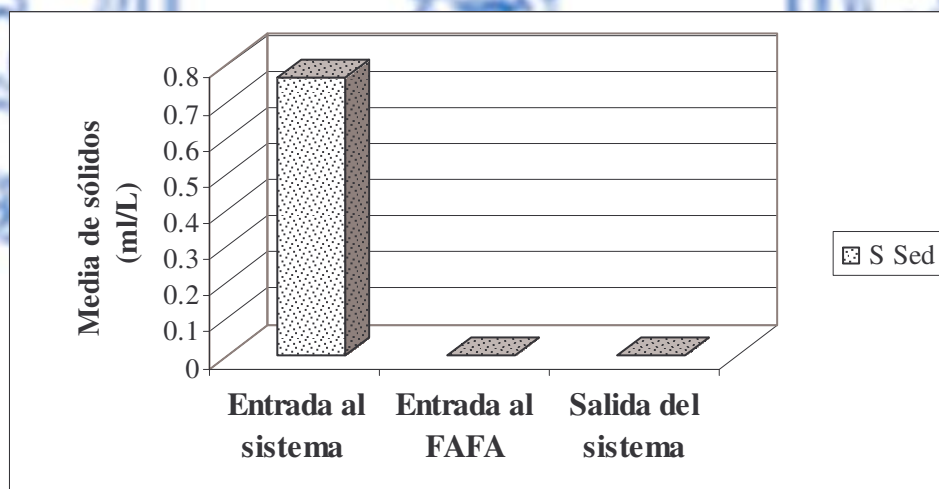


Figura 11. Comportamiento de sólidos sedimentables (S sed) en las unidades de tratamiento



En el tanque séptico se presentaron las mayores remociones de sólidos, como era de esperarse, ya que al mantener velocidades muy bajas, concentraciones bajas de sólidos y tiempos de retención mayores de 24 horas, permite la eliminación por sedimentación de este material. En el FAFA también se presentaron valores de remoción significativos pues al producirse el flujo ascensional los sólidos quedan atrapados en los intersticios del lecho entrando en contacto con las bacterias que los degradan, además, en caso de que la población de colonias bacterianas sea escasa, por la baja concentración de materia orgánica del agua residual, el filtro estaría comportándose como medio físico de retención de sólidos. Las eficiencias de remoción en el tanque y FAFA se presentan en las tablas 15 y 16.

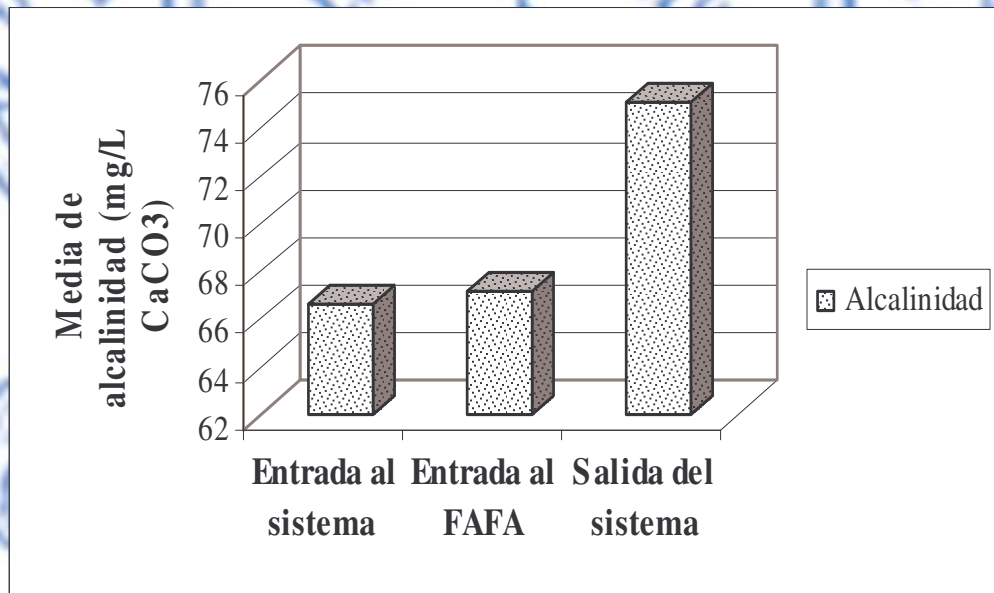
El valor reportado en la literatura para remoción de sólidos suspendidos en el tanque séptico es del orden del 50 al 70 % para aguas residuales típicas (Romero, 1999). El porcentaje de remoción de sólidos suspendidos obtenido mediante el estudio para el tanque séptico es de 75.17 %, demostrando que su funcionamiento es óptimo y disminuyendo la posibilidad de taponamiento del FAFA.

Para el sistema en general, la remoción de sólidos suspendidos es alta (90.93 %), cumpliendo con los requerimientos del artículo 72 del decreto 1594 de 1984 que exige que esta debe ser mayor o igual al 80 %.

7.4.3. Comportamiento de la Alcalinidad. La alcalinidad presentó un ligero aumento a lo largo de las unidades de tratamiento, siendo más visible en el filtro. Los valores medios determinados a la entrada del tanque séptico, a la entrada del FAFA y a la salida del sistema son de 66.68 mg CaCO₃/L, 67.17 mg CaCO₃/L y 75.04 mg CaCO₃/L respectivamente, este aumento en el valor es posiblemente producto de la acción de la digestión anaerobia de las bacterias, a la dilución del CO₂ debido al proceso, la composición del material del lecho filtrante, y a las cantidades de proteínas contenidas en el agua residual (ver figura 12). El lecho filtrante está conformado por grava de 1, 2 y 3 pulgadas de diámetro (CRC, 2004).

En la literatura se afirma que un filtro anaerobio tendrá un buen desempeño cuando su afluente presenta, entre otras consideraciones, concentraciones de alcalinidad mayores a 25 % DBO (mg/L) (Young, citado por Campos, 1990), con lo que se permite mantener el pH de la zona de lodos mayor a 6.5 y favorecer la acción bacteriana. Con la alcalinidad y la DBO obtenida para el afluente del filtro en estudio se calculó la relación y se obtuvo un valor de 5.05 (mg/L), la alcalinidad del afluente durante el tiempo de estudio se mantuvo por encima de este valor, con lo que se concluye un buen desempeño del filtro anaerobio.

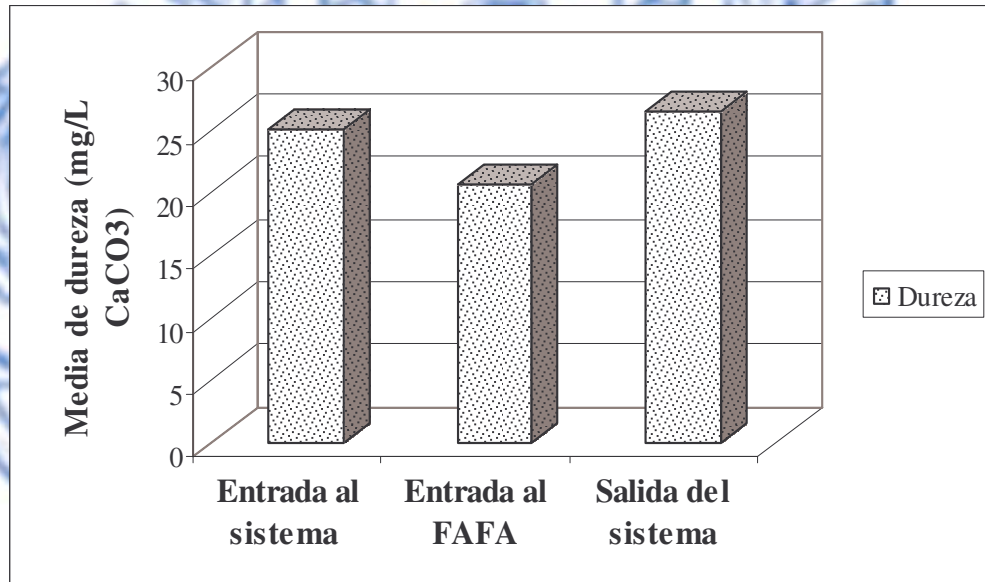
Figura 12. Comportamiento de la alcalinidad en las unidades de tratamiento.



7.4.4. Comportamiento de la dureza. A la entrada y salida del sistema se presentaron los valores más altos de dureza, con un notable decremento en el tanque séptico (ver figura 13). El incremento de la dureza presentado en el filtro anaerobio es producto del contacto del agua con el material del lecho filtrante (grava). Según los resultados obtenidos en el estudio para las unidades de tratamiento, la dureza se encuentra en un rango de 20.52 –

26.31 mg CaCO₃/L, el agua residual se puede clasificar como blanda al encontrarse en un rango de concentración en mg/L de 0-75 (Sawyer *et. al*, 2000).

Figura 13. Comportamiento de la dureza en las unidades de tratamiento

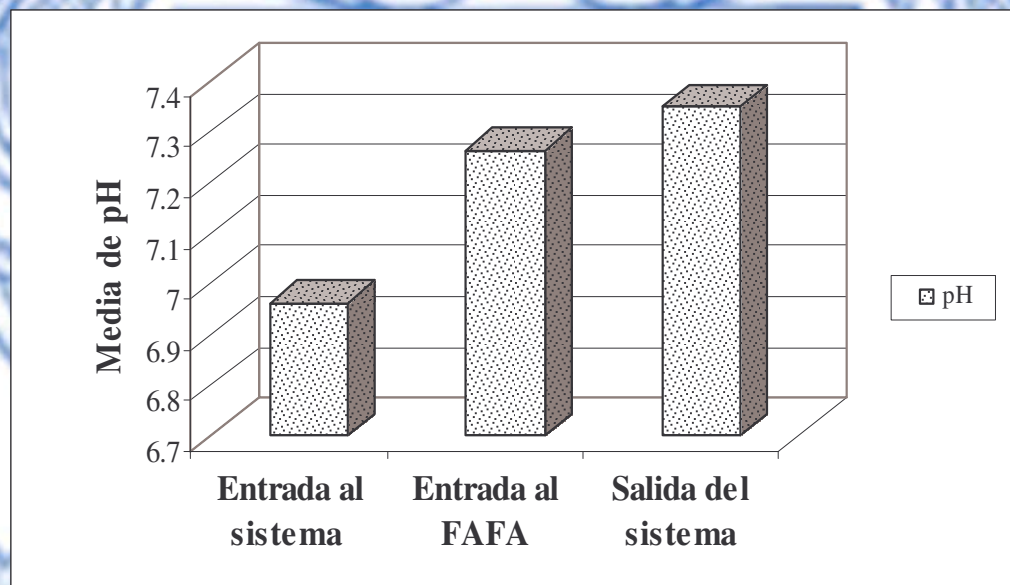


7.4.5. Comportamiento de pH y temperatura. Conforme se realizó el recorrido por las unidades de tratamiento el pH y la temperatura tuvieron un comportamiento similar con un leve incremento en sus valores (ver figuras 14 y 15)

Las variaciones presentadas por el pH, no son muy considerables, este se mantuvo dentro del rango óptimo para que las bacterias y las reacciones se produzcan eficazmente favoreciendo la reducción de materia orgánica. El rango en el que se mantuvo el pH es un factor importante que influye en la producción de metano, ya que si cae por debajo de 6.2 unidades la producción cesa. El rango determinado en el estudio es de 6.96 – 7.35, estos valores corresponden a los reportados por la literatura para un eficiente desempeño del sistema que se encuentran entre 6.5 a 7.6 (McCarty, citado por Romero, 1999).

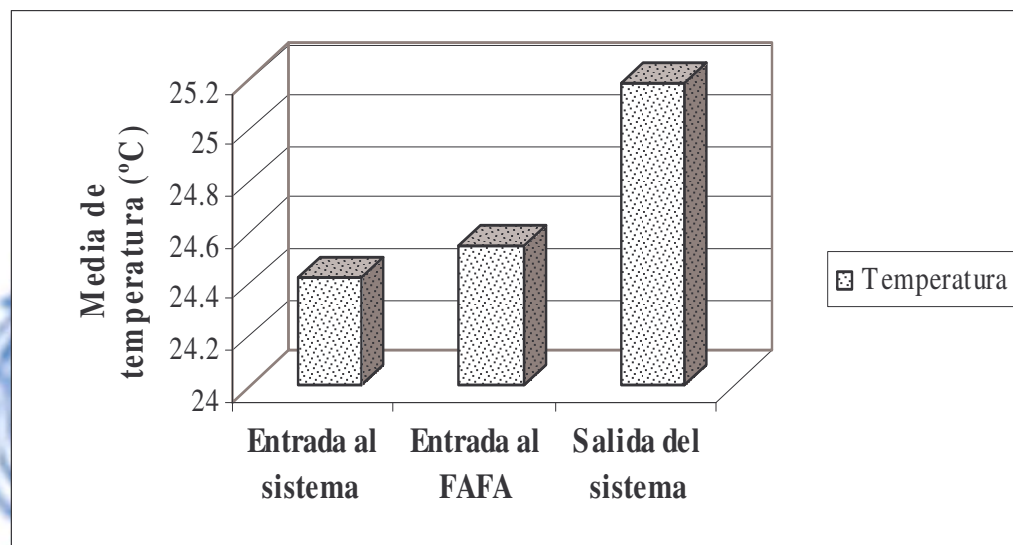
Los incrementos de pH presentados en las unidades de tratamiento se deben a la acción de las bacterias metanogénicas. Con este incremento de pH y el aumento de la alcalinidad dentro del sistema, se puede afirmar que el proceso tiene un buen funcionamiento.

Figura 14. Comportamiento del pH en las unidades de tratamiento



La temperatura se mantuvo en un rango de 23 a 27 °C. Aunque este no es el rango óptimo de la digestión anaerobia, el cual es de 30 a 40 °C, no incidió desfavorablemente en los procesos de depuración en el tanque séptico y en el filtro. De acuerdo a estos valores de temperatura del agua, la digestión se clasifica como mesofílica (Winkler, 1999).

Figura 15. Comportamiento de la temperatura en las unidades de tratamiento



7.5. PARAMETROS FISICOQUÍMICOS ANALIZADOS EN EL TIEMPO

Este análisis se realizó con el fin de determinar la evolución del sistema luego de un periodo en donde no recibe aporte de agua residual debido a las vacaciones escolares de final de año de 2004.

Las eficiencias de remoción de contaminantes desde el inicio hasta el final del estudio no tuvieron variaciones significativas dentro de sus respectivos rangos, (ver figuras 16, 17, 18 y 19), demostrando que la variable tiempo no influye en la eficiencia del sistema debido a que el funcionamiento intermitente de la planta no afecta considerablemente la posible población bacteriana existente en el tanque séptico y el lecho filtrante, además, si el filtro no funciona como un medio de soporte biológico, lo realiza eficientemente como un medio físico.

El filtro anaerobio es poco sensible a variaciones de carga hidráulica y operación discontinua pues el medio retiene sólidos y biomasa formada en él (Romero, 1999), además

el periodo en el que el sistema no recibió agua residual fue corto (2 meses) lo que influye en la supervivencia de las bacterias, por lo cual la remoción de los contaminantes desde el inicio del estudio fue notoria, superando incluso a las reportadas en la literatura.

En las figuras 16, 17, 18 y 19 se puede observar que para la DBO₅ y DQO las eficiencias son altas y se mantienen en el tiempo sin presentar variaciones significativas en el tanque y en el filtro; lo mismo sucede con los sólidos suspendidos, sin embargo se presentó una variación significativa en el noveno día de muestreo en donde el porcentaje de remoción fue 8.65 % en el FAFA, esto debido posiblemente a que en el tanque séptico se presentó una remoción del 98 % disminuyendo considerablemente la cantidad de sólidos que llegaron al filtro. Esta condición se ve también en la figura 18, en donde a mayores remociones en el tanque hay menor remoción en el FAFA

Figura 16. Comportamiento de la eficiencia de remoción de la DBO₅ en el tiempo

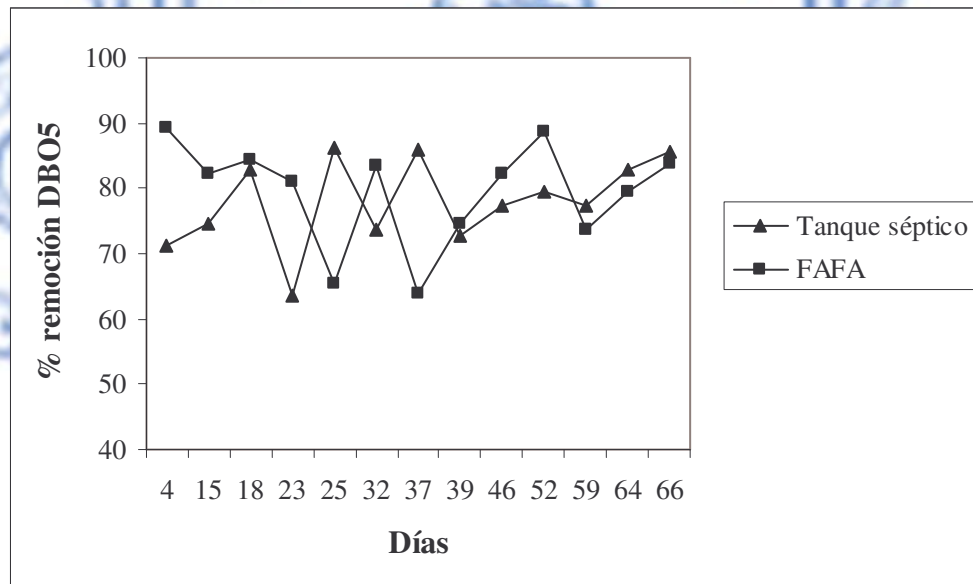


Figura 17. Comportamiento de la eficiencia de remoción de la DQO en el tiempo

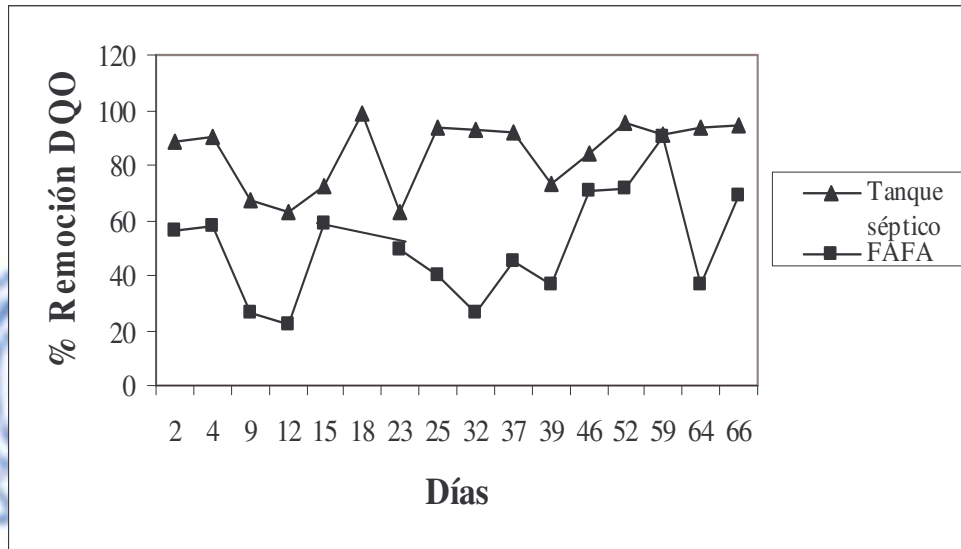


Figura 18. Comportamiento de la eficiencia de remoción de Sólidos Totales en el tiempo

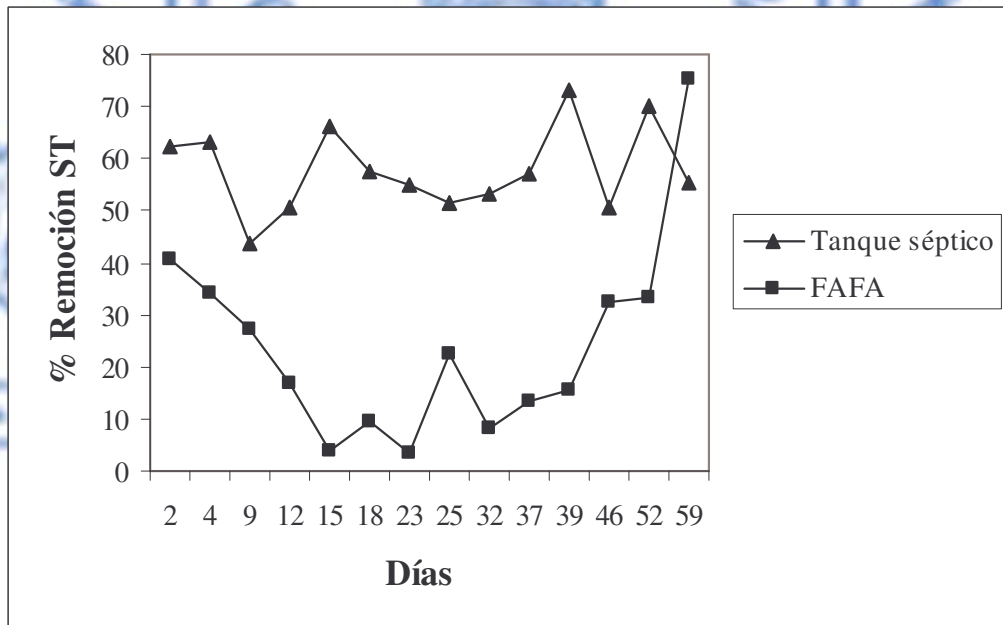
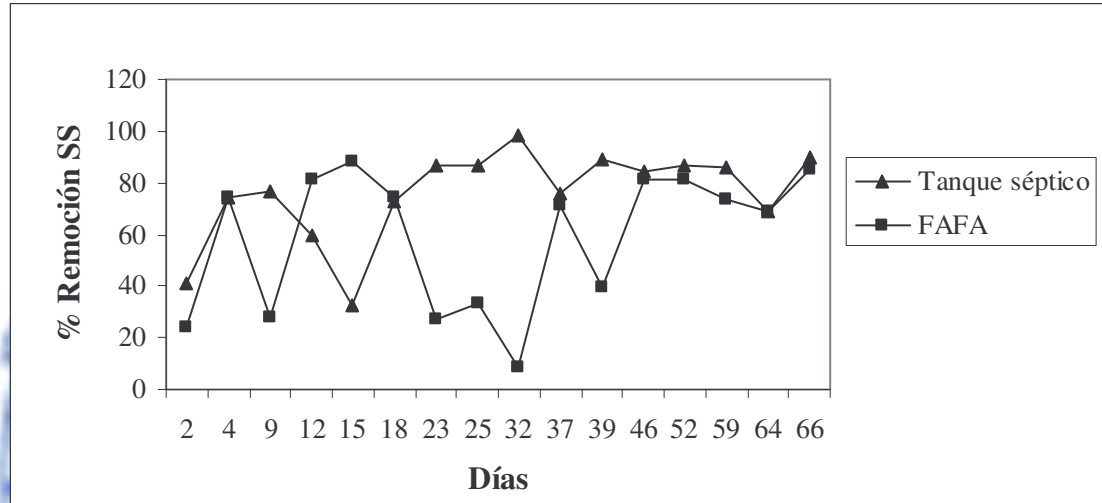


Figura 19. Comportamiento de la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos en el tiempo



7.6. PRODUCCION DE LODOS

La medición de la producción de lodos en el tanque séptico no reportó datos debido a que no hubo una producción medible de estos durante el periodo de estudio. La concentración de contaminantes en el agua residual de la planta de Asnazú se clasificó como débil al presentar, entre otros factores, cantidades bajas de sólidos suspendidos y sedimentables, condición dada por el alto nivel de dilución que presenta el agua residual del estudio. Sumado a esto, las condiciones de temperatura fueron favorables para la digestión anaerobia en el consumo de los sólidos aportados en el afluente del sistema, por esta razón no fue posible realizar la medición ya que la poca cantidad producida se distribuye uniformemente en la loza del tanque séptico.

7.7. PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

La medición volumétrica de biogás por desplazamiento de agua en una probeta calibrada a la salida de los domos que cubren al tanque séptico y al FAFA no arrojó resultados, lo cual se debe a que el sistema de recubrimiento no es totalmente hermético, además, el hecho que el agua residual domestica que ingresa a la PTAR no contiene una cantidad suficiente de materia orgánica, lo cual limita la producción de Biogás.

Se evaluó la producción de biogás (en términos de metano que es uno de sus principales componentes), en las etapas del sistema de tratamiento de agua residual (tanque séptico y FAFA) con los datos obtenidos de carga orgánica calculados con base en la DBO_5 (mg/L) diaria y el caudal promedio (L/s) diario.

Con los datos obtenidos del volumen de biogás en términos de metano y utilizando la ecuación 3 de gases ideales en condiciones estándar se determino la masa molecular del metano siendo 56.38 g de CH_4 / día como valor promedio.

De acuerdo a las dimensiones del tanque séptico, el FAFA, los domos y el caudal promedio diario de metano se estimó el tiempo necesario en días para producir un volumen suficiente de biogás que permita llenar los domos que cubren las unidades de la PTAR, siendo este tiempo de 153 días en los cuales se producen 13.06 m^3 de metano, este valor representa el volumen de los domos.

En las tablas 17 y 18 se reporta los valores estadísticos obtenidos de carga orgánica y producción de metano que son extractos del Anexo G.

Los resultados obtenidos son teóricos y se calcularon teniendo en cuenta las constantes cinéticas a una temperatura de $24 \text{ }^\circ\text{C}$ y basados en el tiempo medio de retención celular, coeficiente de producción de acuerdo a las ecuaciones 1 y 2. Los valores para el

coeficiente endógeno, tiempo de retención celular y coeficiente de producción son: 0.06, 20, 0.6 respectivamente.

El volumen producido de metano es muy probable que sea menor a los reportados en la tabla 18, porque la producción de este básicamente se realiza en los lodos, y como ya se mencionó, no se están produciendo en cantidades apreciables. Además la temperatura óptima para la generación de gas es de 35 °C (Tebbutt, 1999) y la presentada en el estudio fluctuó entre 23 y 27 °C. Otra situación que pudo haber afectado el volumen de metano generado es la baja concentración del agua residual debido a la alta dilución y a que el tanque séptico no es totalmente hermético permitiendo la entrada de oxígeno y de agua lluvia.

Según los valores de metano resultante del cálculo mostrado en la tabla 18 y comparado con los de la tabla 5, el volumen no es suficiente para darle un uso en el colegio debido a que la planta en un día no alcanza a producir el metano necesario para satisfacer la demanda de una hora de combustión, y se necesitan 5 meses para producir una cantidad apreciable de biogás la cual puede satisfacer el equivalente a la demanda mensual de tres viviendas.



8. CONCLUSIONES

De acuerdo con la caracterización fisicoquímica realizada el agua residual doméstica de Asnazú se clasifica según la concentración de sus contaminantes como débil

Las mayores cantidades de contaminantes removidas se dieron en el tanque séptico influyendo en el buen rendimiento del filtro anaerobio.

El sistema demostró que soporta variaciones de carga orgánica aportada al ser eficiente en la remoción de contaminantes aun después del periodo de vacaciones en donde el aporte de agua residual fue nulo.

La eficiencia del filtro anaerobio no fue afectada por la operación discontinua pues el medio retuvo los sólidos y la biomasa formada en él, durante el período anterior a las vacaciones de final de año

El filtro anaerobio no ha presentado taponamiento debido a la baja cantidad de sólidos aportada por el efluente del tanque séptico y a que este cumple eficientemente la función de remoción de sólidos.

El tiempo de retención hidráulico no influye en la eficiencia de remoción de los contaminantes a excepción de los sólidos totales en el filtro anaerobio.

Los valores de pH del estudio fluctuaron entre 6.96 – 7.35 manteniéndose dentro del rango óptimo 6.5 – 7.6 favoreciendo a la actividad bacteriana y con ello las eficiencias de remoción de contaminantes

La alcalinidad y la dureza presentaron variaciones en el sistema por acción de la actividad bacteriana y por el contacto del agua residual con el material del lecho filtrante.

La alcalinidad fue un factor importante para que el pH se mantuviera en un rango óptimo ya que esta provee la capacidad amortiguadora requerida en el proceso.

Aunque la temperatura no estuvo dentro del rango óptimo para la digestión anaerobia (30 – 40 °C) el sistema no fue afectado en su eficiencia de remoción de contaminantes. Los valores presentados en el estudio se encuentran dentro de un rango de 23 – 27 °C

La producción de lodos fue muy poca debido a la baja concentración de sólidos y la alta dilución del agua residual aportada a la PTAR.

La poca producción de lodo pudo ser un factor inhibitor de la producción de metano, ya que en estos es donde se realiza la digestión anaerobia.

El sistema de Tanque séptico y Filtro anaerobio de flujo ascendente reporta las siguientes eficiencias porcentuales de remoción de contaminantes, para DBO_5 95.54 ± 0.82 , DQO 91.9 ± 4.4 Sólidos totales 69.31 ± 5.17 y Sólidos suspendidos 90.92 ± 5.01 indicando el buen funcionamiento del sistema y cumpliendo con la normatividad (Decreto 1594 de 1984)



9. RECOMENDACIONES

Las recomendaciones que se plantean aquí pretenden mejorar los procesos de operación y mantenimiento de la planta de Tratamiento de aguas residuales del Colegio Académico de Asnazú del municipio de Suárez (Cauca).

Disminuir la cantidad de agua que se deja correr sin ser utilizada para que la dilución del agua que ingresa a la planta sea menor y así el sistema mejore sus condiciones de funcionamiento.

Mejorar el estado de las conexiones de agua residual que llegan a la planta para evitar pérdidas de flujo

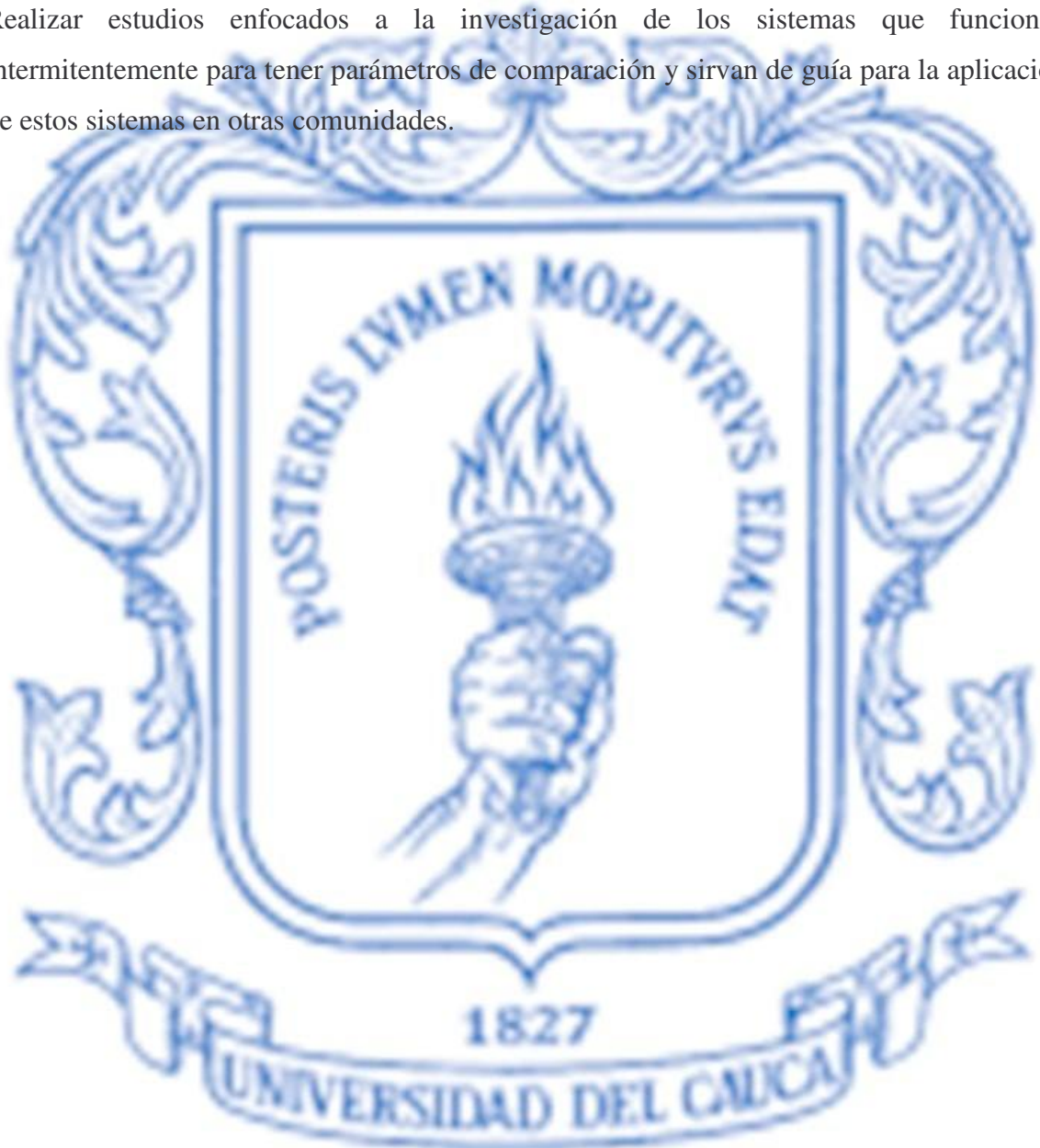
A pesar de la poca cantidad de carga orgánica aportada por el efluente del tanque al filtro este presenta significativas reducciones de DBO₅ y DQO. Para que en el FAFA se desarrolle el proceso de degradación por parte de las bacterias, la cantidad de carga orgánica aportada debe ser suficiente para el sustento de las bacterias por eso se recomienda limitar el proceso del tanque séptico a la disminución de sólidos para evitar el taponamiento del filtro.

Aledaño al colegio se encuentran unas edificaciones que se pueden conectar al sistema para aumentar la carga orgánica aportada, esta podría incrementar la producción de biogás al aumentar la producción de lodo. Se recomienda realizar un estudio para verificar la conveniencia de esta sugerencia dado que se pueden afectar las eficiencias de remoción de contaminantes en las unidades del sistema.

Mejorar las condiciones de hermeticidad del tanque séptico para optimizar los procesos de la digestión anaerobia.

Realizar la limpieza regular de la trampa de grasas para evitar que se produzcan interferencias en el sistema.

Realizar estudios enfocados a la investigación de los sistemas que funcionan intermitentemente para tener parámetros de comparación y sirvan de guía para la aplicación de estos sistemas en otras comunidades.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- UNDA, OPAZO, Francisco. Ingeniería sanitaria aplicada a saneamiento y salud pública. 5 ed. Mexico: Limusa Noriega, 2002. p. 350 – 359.
- APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington. 1998
- ARBOLEDA, VALENCIA, Jorge. Teoría y práctica de la purificación del agua. 3-ed. Bogota:. Mc Graw Hill, 2000 v. 2. p. 541 – 542.
- CAMPOS, José Roberto. Projeto e operação de filtros anaeróbios para tratamento de efluentes líquidos industriais. Taller regional y conferencia sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales en América Latina. México.1990.
- CARRASCO, William; CHAVES, Jaime; MEDINA, Gonzalo. Alcantarillado de flujo decantado. Guías técnicas. 1 ed. Colombia: Ediarte. 1995.
- CHAUR BERNAL, Jairo. El biogás. Colombia: Produmedios, 2001. INSTITUTO AGROPECUARIO COLOMBIANO (ICA).
- CRC, Planos de Planta de tratamiento, Popayán 2004.
- DROSTE, Ronald. Theory and practice of water and wastewater treatment: John Willey y Sons. 1997.
- FERNANDEZ, Javier, Conversación personal, Popayán 2005.

GALL, B., Takacs, I. and Patry, G. The effect or organic reactions in a collection system on wastewater treatment plant performance. Hydromantis. University of Ottawa: Faculty of Engineering. 1995 v. 31, No.7, p.25 – 31.

HILLEBOE, Herman. Manual de Tratamiento de Aguas Negras. 6-ed. Mexico: Limusa, 1980. p. 31 – 54.

HOPKINS, Kenneth D; HOPKIN B.R; GLASS V. Genne. Estadística básica para las ciencias sociales y del comportamiento. 3 ed. México: Prentice Hall, 1997.

JACOME, Ana Lucía; MARIN, Claudia. Evaluación de un sistema integral a escala piloto para tratamiento de agua residual doméstica: caso con tanque séptico, filtro anaerobio y wetland de flujo subsuperficial con Papyrus Scirpus. Colombia: 2001.

LETTINGA G; HULSOFF POL, L. W. UASB – Process design for various types of wasterwater. Estados Unidos: Wat sci tech, 1991. v. 24.

MARA, Duncan. Waste Stabilization Ponds: Effluent quality requirements and implications for process design: Elsevier Science 1996. v. 33.

METCALF Y EDDY. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Madrid: McGraw Hill. 1995.

METCALF y EDDY, Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. 3 ed, New York: McGraw-Hill. 1996.

MONCAYO, Gabriel; RIVERA TORRES, Mario EL tratamiento de aguas residuales y desechos orgánicos en digestores biológicos anaeróbicos y producción de biogás. Honduras: Escuela Agrícola Panamericana El Zamorano, 2003.

MONROY, Oscar; VINIEGRA, Gustavo. Biotecnología para el aprovechamiento de los desperdicios orgánicos. México: AGT, 1990.

PEREZ, PARRA, Jorge Arturo. Manual de potabilización del agua Postgrado en aprovechamiento de recursos hidráulicos. 3 ed, Medellín: Parh, 1997. p. 421 – 427.

RICO, J.A., Ramírez, M. Operación de un prototipo de humedal construido para la remoción de la carga orgánica en un agua residual doméstica. Universidad del Valle, Cali. 1998.

ROMERO, ROJAS, Jairo Alberto. Acuitratamiento por lagunas de estabilización. 3 ed. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería, 1998. p. 99 – 107.

_____ Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño ed. Escuela Colombiana de Ingeniería p. 223 – 246.

SAWYER, Clair; McCARTY, Perry; PARKIN, Gene. Química para ingeniería ambiental. 4 ed. Colombia: McGraw Hill. 2000.

SEVERIANO SANCHEZ, Alfonso Félix. Biotecnología para el aprovechamiento del biogás. En: MONROY, Oscar y VINEGRA, Gustavo. Biotecnología para el aprovechamiento de los desperdicios orgánicos. México: AGT, 1990. p. 115 – 121.

TEBBUT T, H. V. Fundamentos de control de la calidad del agua. 7 ed. México: Limusa Noriega, 1999. p. 171 – 231.

VAN HAANDEL, Adrianus. Anaerobic sewage treatment. A practical guide for regions with a hot climate. Chichester. 1994.

VIERA, MANSO, Sonia Maria. Desenvolvimento da tecnologia de uso reactor UASB no tratamento de esgotos domésticos

WINKLER, Michael A. Tratamiento biológico de aguas de desecho. 6 ed. México: Limusa Noriega, 1999. p. 314 – 322.

DE ANDRADE NETO, Cicero Onofre; DE SOUZA, Henio; FILHO, Lucas. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Brasil, 1999

OLIVEIRA DE ÁVILA, Renata. Avaliação do desempenho de sistema tanque séptico-filtro anaerobio com diferentes tipos de meio. Rio de Janeiro, 2005

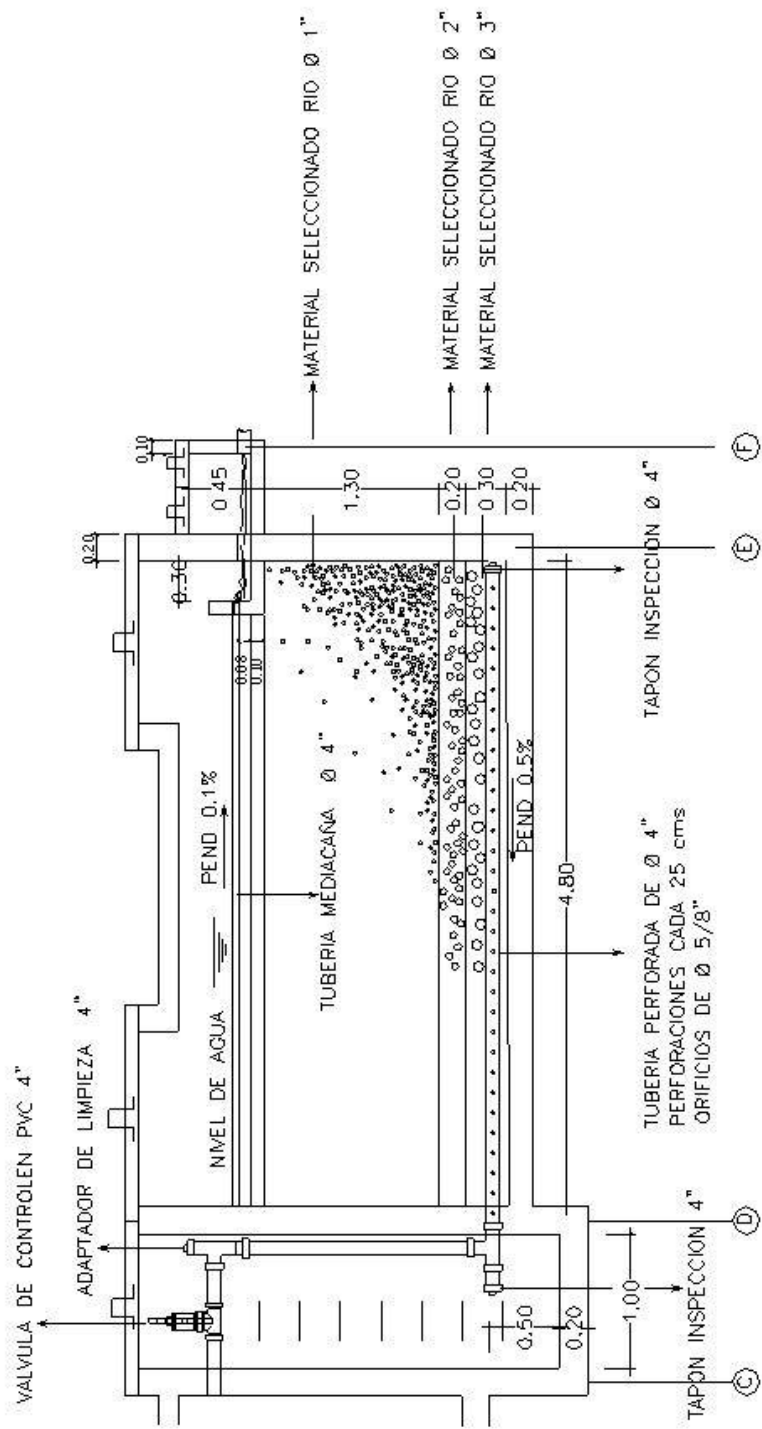


ANEXOS



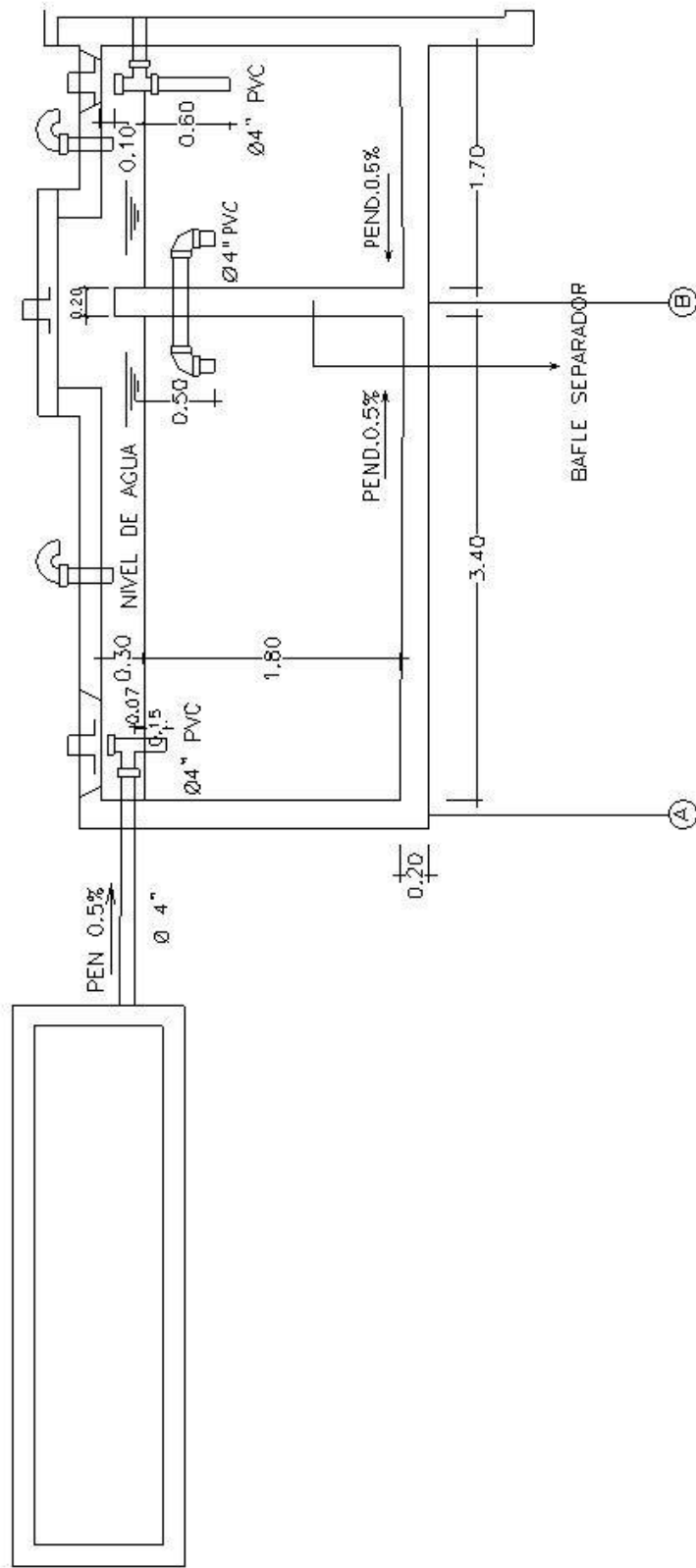
Anexo A. PLANO TANQUE SÉPTICO DE ASNAZÚ





Anexo B. PLANO FILTRO ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE AZNAZÚ





**Anexo C. FOTOGRAFÍAS DE LOS PUNTOS DE MUESTREO EN LA PTAR E
INSTALACIONES DEL COLEGIO ACADÉMICO DE ASNAZÚ-
SUÁREZ**



Fotografía 1. Tanque séptico



Fotografía 2. Entrada Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente



Fotografía 3. Salida del efluente de la PTAR a la fuente receptora.



Fotografía 4. Vista tapa Tanque séptico.



Fotografía 5. Trampa de grasas para efluente de la cocina



Fotografía 6 Vista frontal de la Batería Sanitaria



Fotografía 7. Vista filtro anaerobio de flujo ascendente



Anexo D. FORMATOS TOMA DE DATOS.



Tabla D1. Formato para medición de caudal

Hora	Volumen (mL)	Tiempo (s)
8: 50 a.m.		
10:20 a.m.		
11:50 a.m.		
1:20 p.m.		

Tabla D 2. Formato para medición pH y Temperatura.

Hora	Punto de muestreo	pH	Temperatura °C
8: 50 a.m.	1		
	2		
	3		
10:20 a.m.	1		
	2		
	3		
11:50 a.m.	1		
	2		
	3		
1:20 p.m.	1		
	2		
	3		

Tabla D 3. Formato para determinación de DBO.

	Punto 1	Punto 2	Punto 3
% de dilución			
V(mL) muestra			
V(mL) de agua de dilución			
V(mL) de titulante en el primer día			
V(mL) titulante a los cinco días			
DBO5			

Tabla D 4. Formato para determinación de Alcalinidad

	Punto 1	Punto 2	Punto 3
V(mL) de muestra			
V (mL) Titulante			
Alcalinidad mg de CaCO ₃ /L			

Tabla D 5. Formato para determinación de Dureza

	Punto 1	Punto 2	Punto 3
V(mL) de muestra			
V (mL) Titulante			
Dureza mg de CaCO ₃ /L			

Tabla D 6. Formato para determinación de DQO

	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Absorbancia			
DQO (mg/L)			

Tabla D 7. Formato para determinación de Sólidos Totales, Fijos y Volátiles

Puntos	V(ml) muestra	Peso(g) de capsula vacia	Peso (g) de capsula luego de 103°C	Residuo (g)	Peso (g) de capsula calcinada	Residuo
1						
2						
3						

Tabla D 8. Formato para determinación de Sólidos suspendidos.

Puntos	V(mL) de muestra	Peso (g) filtro vacio	Peso (g) filtro mas muestra	Residuo (g)
1				
2				
3				

Tabla D 9. Formato para determinación de Sólidos Sedimentables

Puntos	V(mL) de muestra	Concentración (ml/L)
1		
2		
3		

Anexo E. ANALISIS ESTADISTICO DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS



Tabla E 1. ANALISIS ESTADISTICO DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS

		Descriptivos									
		N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo		
						Límite inferior	Límite superior				
DBO	ENTRADA	15	94,1690	25,1406	6,4913	80,2466	108,0914	56,10	127,50		
	ENTRADA AL FAFA	14	20,3821	6,4198	1,7158	16,6755	24,0888	13,60	34,43		
	SALIDA DEL SISTEMA	16	3,9554	1,3841	,3460	3,2178	4,6929	2,14	6,95		
	Total	45	39,1371	42,5252	6,3393	26,3611	51,9131	2,14	127,50		
DQO	ENTRADA	17	239,5712	164,1616	39,8150	155,1671	323,9753	59,70	553,73		
	ENTRADA AL FAFA	17	25,2864	10,1358	2,4583	20,0750	30,4978	1,74	42,29		
	SALIDA DEL SISTEMA	16	11,1231	6,0928	1,5232	7,8765	14,3698	2,61	26,94		
	Total	50	93,6110	141,6944	20,0386	53,3419	133,8801	1,74	553,73		
ALCALINIDAD	ENTRADA	17	66,6832	23,4480	5,6870	54,6274	78,7391	25,26	105,30		
	ENTRADA AL FAFA	17	67,1735	18,3581	4,4525	57,7347	76,6124	37,89	103,14		
	SALIDA DEL SISTEMA	17	75,0400	16,9319	4,1066	66,3344	83,7456	42,10	117,88		
	Total	51	69,6323	19,7606	2,7670	64,0745	75,1900	25,26	117,88		
DUREZA	ENTRADA	17	24,9935	9,4568	2,2936	20,1313	29,8557	12,52	53,67		
	ENTRADA AL FAFA	17	20,5200	5,0646	1,2284	17,9160	23,1240	12,52	35,78		
	SALIDA DEL SISTEMA	17	26,3100	9,3969	2,2791	21,4786	31,1414	10,74	46,51		
	Total	51	23,9412	8,4467	1,1828	21,5655	26,3168	10,74	53,67		
SÓLIDOS TOTALES	ENTRADA	17	349,3529	149,3732	36,2283	272,5523	426,1536	220,00	809,00		
	ENTRADA AL FAFA	17	126,8918	31,4248	7,6216	110,7346	143,0489	89,50	198,50		
	SALIDA DEL SISTEMA	17	97,1029	23,8004	5,7725	84,8659	109,3400	43,50	134,00		
	Total	51	191,1159	143,3805	20,0773	150,7895	231,4423	43,50	809,00		
SÓLIDOS SUSPENDIDOS	ENTRADA	16	145,8125	73,6245	18,4061	106,5808	185,0442	74,00	340,00		
	ENTRADA AL FAFA	16	34,6894	26,6689	6,6672	20,4785	48,9002	5,20	106,80		
	SALIDA DEL SISTEMA	16	12,8578	13,4393	3,3598	5,6965	20,0191	1,75	56,00		
	Total	48	64,4532	73,9987	10,6808	42,9662	85,9402	1,75	340,00		
SOLIDOS FIJOS	ENTRADA	17	125,1176	65,1996	15,8132	91,5951	158,6402	26,00	294,00		
	ENTRADA AL FAFA	17	31,8482	10,7996	2,6193	26,2956	37,4009	10,66	49,50		
	SALIDA DEL SISTEMA	17	19,6418	8,4966	2,0607	15,2732	24,0103	,00	33,00		
	Total	51	58,8692	60,6991	8,4996	41,7973	75,9411	,00	294,00		
SOLIDOS VOLATILES	ENTRADA	17	224,2353	98,1437	23,8034	173,7744	274,6961	124,00	515,00		
	ENTRADA AL FAFA	17	94,3371	29,4113	7,1333	79,2152	109,4589	53,33	160,00		
	SALIDA DEL SISTEMA	17	77,4606	19,2120	4,6596	67,5827	87,3385	39,50	111,50		
	Total	51	132,0110	88,6756	12,4171	107,0706	156,9514	39,50	515,00		
SOLIDOS SEDIMENTABLES	ENTRADA	17	,7647	,2760	6,694E-02	,6228	,9066	,30	1,20		
	ENTRADA AL FAFA	17	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000	,00	,00		
	SALIDA DEL SISTEMA	17	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000	,00	,00		
	Total	51	,2549	,3961	5,547E-02	,1435	,3663	,00	1,20		

Anexo F. EFÍCIENCIAS DE REMOCIÓN

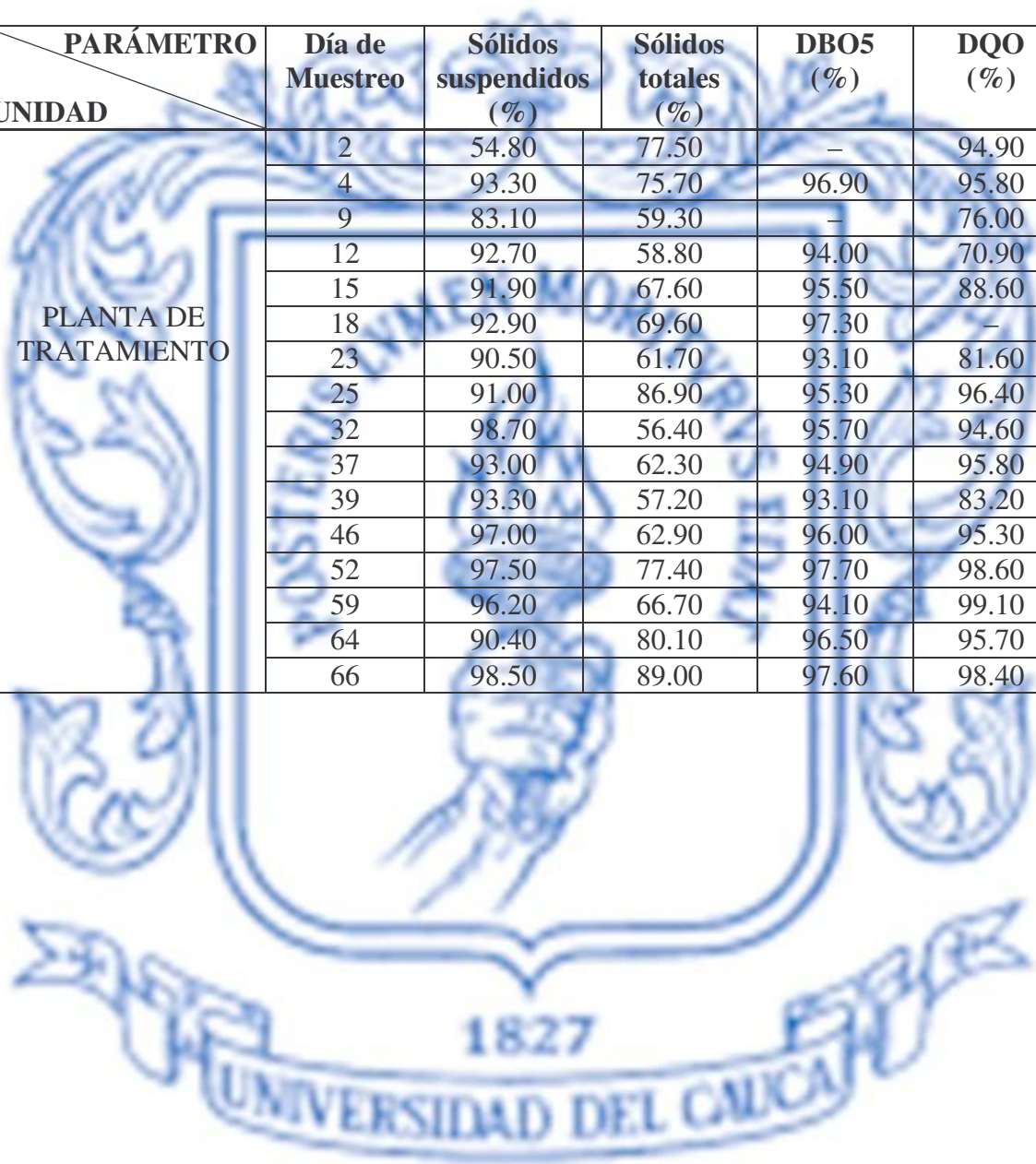


Tabla F 1. Eficiencias de remoción de los parámetros fisicoquímicos en las unidades de tratamiento.

UNIDAD	PARÁMETRO	Día de Muestreo	Sólidos suspendidos (%)	Sólidos totales (%)	DBO5 (%)	DQO (%)
TANQUE SÉPTICO		2	40.90	62.10	–	88.30
		4	74.20	63.10	71.20	90.10
		9	76.50	43.80	–	67.50
		12	60.00	50.50	–	62.70
		15	32.40	66.30	74.60	72.50
		18	72.60	–	82.80	98.90
		23	86.90	57.70	63.60	63.30
		25	86.60	–	86.30	94.00
		32	98.60	55.00	73.60	92.70
		37	75.80	51.50	85.90	92.30
		39	88.90	53.40	72.60	73.40
		46	84.30	57.00	77.50	83.90
		52	86.80	73.20	79.60	95.20
		59	85.80	50.60	77.40	90.80
		64	68.70	70.10	82.80	93.20
	66	89.70	55.40	85.50	94.70	
FILTRO ANAEROBIO FLUJO ASCENDENTE		2	23.60	40.60	–	56.10
		4	74.20	34.10	89.40	57.50
		9	27.80	27.60	–	26.00
		12	81.60	16.70	–	21.90
		15	87.90	3.80	82.10	58.50
		18	74.20	–	84.30	–
		23	27.20	9.40	80.90	49.80
		25	33.00	–	65.50	39.80
		32	8.70	3.20	83.60	26.00
		37	71.00	22.30	63.90	45.30
		39	39.60	8.20	74.70	36.79
		46	81.00	13.60	82.20	71.00
		52	81.30	15.50	88.60	71.10
		59	73.30	32.50	73.80	90.00
		64	69.20	33.30	79.60	36.20
	66	85.20	75.40	83.70	69.20	

Tabla F 1. Eficiencias de remoción de los parámetros fisicoquímicos en las unidades de tratamiento. (Continuación)

PARÁMETRO UNIDAD	Día de Muestreo	Sólidos suspendidos (%)	Sólidos totales (%)	DBO5 (%)	DQO (%)
PLANTA DE TRATAMIENTO	2	54.80	77.50	–	94.90
	4	93.30	75.70	96.90	95.80
	9	83.10	59.30	–	76.00
	12	92.70	58.80	94.00	70.90
	15	91.90	67.60	95.50	88.60
	18	92.90	69.60	97.30	–
	23	90.50	61.70	93.10	81.60
	25	91.00	86.90	95.30	96.40
	32	98.70	56.40	95.70	94.60
	37	93.00	62.30	94.90	95.80
	39	93.30	57.20	93.10	83.20
	46	97.00	62.90	96.00	95.30
	52	97.50	77.40	97.70	98.60
	59	96.20	66.70	94.10	99.10
	64	90.40	80.10	96.50	95.70
66	98.50	89.00	97.60	98.40	



Anexo G. DATOS DE PRODUCCIÓN DE CARGA ORGÁNICA Y METANO.



Tabla G 1. Carga orgánica aportada al sistema.

Días de Muestreo	Carga orgánica aportada al Sistema (Kg/día)
2	–
4	0.12
9	–
12	–
15	0.10
18	0.10
23	0.19
25	0.024
32	0.19
37	0.16
39	0.16
46	0.17
52	0.097
59	0.094
64	0.035
66	0.048

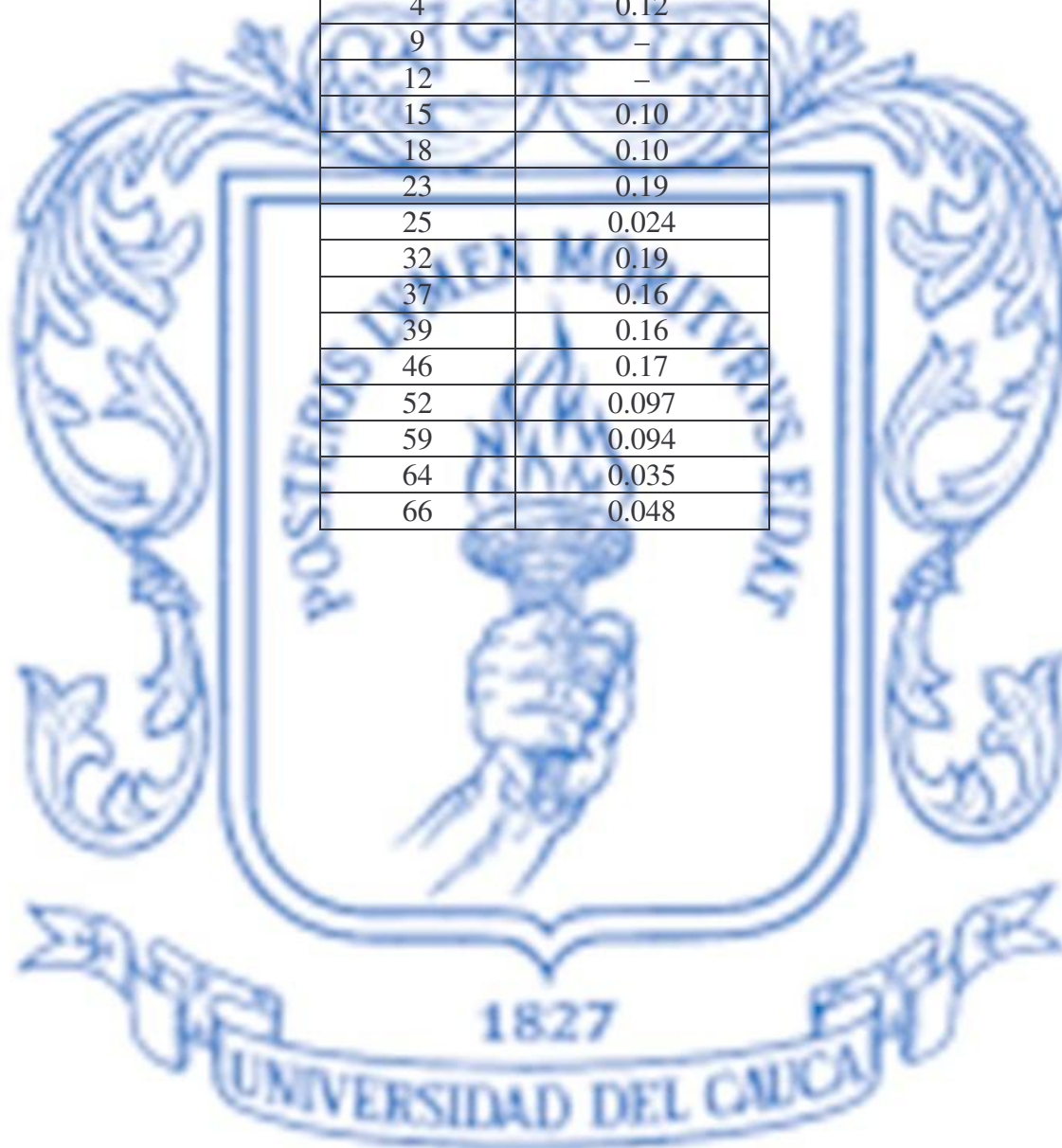


Tabla G 2. Volumen de metano producido en las unidades de tratamiento de la PTAR

Unidad del sistema	Día de muestreo	Metano (m ³ /día)
TANQUE SÉPTICO	2	–
	4	0.062
	9	–
	12	–
	15	0.063
	18	0.10
	23	0.070
	25	0.033
	32	0.12
	37	0.20
	39	0.090
	46	0.13
	52	0.082
	59	0.070
	64	0.037
66	0.061	
FILTRO ANAEROBIO FLUJO ASCENDENTE	2	–
	4	0.022
	9	–
	12	–
	15	0.018
	18	0.018
	23	0.032
	25	0.0034
	32	0.035
	37	0.021
	39	0.025
	46	0.030
	52	0.019
	59	0.015
	64	0.0061
66	0.0087	