

EVALUACIÓN DE PARÁMETROS DE OPERACIÓN PARA LA GENERACIÓN DE BIOGÁS EN UN FILTRO ANAEROBIO, PROCESO DE ALMIDÓN AGRIO DE YUCA

JULIÁN CAMILO PAZ VELASCO

ANDERSON HAIR PIAMBA DORADO

**Trabajo de grado en investigación para optar al título de
Ingeniero Ambiental**

Director

PAULO MAURICIO ESPINOSA ECHEVERRI

Ingeniero Químico, MSc.

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL

PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL GIIA

POPAYÁN, CAUCA

2005

RESUMEN

La necesidad de recurrir a fuentes de energía económicas, que estén fácilmente disponibles y no impliquen el consumo de recursos no renovables es una demanda importante para los productores rurales, así como el mejoramiento de sus condiciones de vida y de trabajo.

La utilización de biogás obtenido por fermentación anaeróbica en los filtros anaeróbicos representa una solución aceptable para cubrir demandas surgidas del proceso productivo y de la vivienda rural. Es por esto que el aprovechamiento integral de todos los subproductos de las actividades agroindustriales de la zona se convierte en una fuente interesante de alternativas para la solución de esta problemática.

El objetivo de esta investigación es estudiar el comportamiento de las aguas residuales de la industria del almidón de yuca como sustrato en un digestor anaerobio de lecho fijo, para la producción de biogás y estudiar el desempeño de la película fija que se tiene en funcionamiento en la planta, como eficiencia de remoción. La investigación se realizó durante el primer semestre de 2005, para los parámetros de campo, en el corregimiento de Mondomo, municipio de Santander de Quilichao, Cauca. El beneficio principal de esta investigación es el de obtener una tecnología ambientalmente viable en la producción y utilización de la yuca como material crudo y evaluar la composición del biogás generado en la industria de almidón de yuca. La metodología usada en esta investigación es la evaluación de un biorreactor de lecho fijo de 94.5 m³ de capacidad. Este filtro viene operando como sistema de tratamiento único; por lo cual esta siendo alimentado con agua residual del rallado de almidón, de manera no constante. El material de soporte que posee el filtro es piedra con tacos de guadua con un volumen de vacíos de 76% en promedio. El desempeño del proceso anaerobio se evaluó mediante los

parámetros de Demanda Química de Oxígeno (DQO), estimación de producción de biogás y de metano, así como el nivel de Ácidos Grasos Volátiles dentro de las cámaras del reactor. Se determinaron adicionalmente otros parámetros fisicoquímicos que permitieron caracterizar el agua residual del proceso y el efluente del filtro anaerobio, como sólidos suspendidos totales, DBO, pH, y temperatura.

INTRODUCCION

La producción de almidón agrio de yuca como actividad agroindustrial empezó, en Colombia, en los años 50, aumentándose su demanda en los años siguientes, convirtiéndose en una agroindustria netamente artesanal. La capacidad productiva de estas pequeñas empresas fue mejorada y aumentada con la introducción de innovaciones mecánicas en algunas etapas del proceso, empezando a ser conocidas como "rallanderías" o "ralladeros". Esta actividad permitió el desarrollo socioeconómico de las familias de escasos recursos que pueblan el norte del departamento del Cauca, Colombia (CECORA, 1998).

El departamento del Cauca es el principal productor de almidón agrio de yuca en Colombia, ya que procesa casi el 80% de la producción total del país (IGAC, 1993).

La mayor concentración de unidades de producción está en la comunidad rallandera asentada en el corregimiento de Mondomo, a lo largo de la carretera panamericana (CECORA, 1998). Esta actividad causa impactos negativos sobre los cuerpos de agua receptores de la zona, debido a la alta carga contaminante que poseen las aguas residuales generadas durante el proceso productivo.

GENERALIDADES

Desde la década de los 80, en el país se han realizado estudios a escala de laboratorio y piloto, con énfasis en la aplicación de la tecnología de tratamiento biológico anaerobio de las aguas residuales generadas en el proceso de extracción de almidón agrio de yuca, reportándose eficiencias de remoción de DQO superiores al 70% y siendo el filtro anaerobio uno de los sistemas más aplicados, entre otras razones, debido a que este tipo de sistemas no implica altos costos de construcción, operación y mantenimiento, no requiere equipos sofisticados y puede utilizar medios de soporte de bajo costo y fácil consecución en la región. (Torres, 2003).

Según la bibliografía consultada, experiencias de tratamiento de efluentes de este tipo han sido llevadas a cabo con relativo éxito en países del Asia, como Vietnam, donde el agua residual de las fábricas que procesan la tapioca (equivalente a el proceso de almidón agrio de yuca) contiene una DQO alta (7,000 – 14,243 mg/L), DBO (6,200 – 13,200mg/L), SST (500 – 3,080 mg/L) y un pH bajo (3.4 – 4.6) causando una contaminación grave a las fuentes receptoras en el Sur de Vietnam (H.N.P.Mai et al, 2003).

Debido a la proporción alta que se tiene de DBO/DQO, aproximadamente 88 – 92%, el tratamiento biológico del agua residual es escogido para el estudio y tratamiento de efluentes en este caso. En la actualidad, el tratamiento de agua residual de las fábricas de proceso de la tapioca sólo es aplicado en algunos casos, utilizando el sistema de estanques de estabilización con plantas acuáticas. Sin embargo, han concluido que el funcionamiento de estos sistemas tiene algunas desventajas como el olor liberado, requisito de un área grande y tiempo de degradación largo (20 – 40 días) de compuestos orgánicos. La tecnología de

tratamiento para este tipo de agua residual no es apropiada para alcanzar las normas vietnamitas para el efluente descargado. (H.N.P.Mai et al, 2003).

Otros sistemas, como los reactores UASB, los de flujo ascendente, lagunas de estabilización y tanques de aeración han logrado estándares más acordes con la normatividad de este país. Los de tipo UASB tienen la ventaja de que se ha podido lograr una recuperación de energía en forma de metano, aunque con el inconveniente de la presencia de sólidos suspendidos; los cuales en concentraciones superiores a 200 mg/L generan problemas para el proceso anaerobio. (H.N.P.Mai et al, 2003).

Otro precedente consultado es la investigación realizada por el Instituto para la Tecnología Medioambiental, Agencia para la Valoración y Aplicación de Tecnología de Indonesia.

Esta investigación se centró en estudiar el efecto de las aguas residuales de industrias del almidón de tapioca como sustrato en un digester anaerobio de lecho fijo para la producción de biogás, y el estudio del desempeño de un digester de lecho fijo de 2.25 m³. La investigación se realizó en el año 2000 en la localidad de Situraja, Sumedang, Oeste de Java. Como resultado de esta investigación se obtuvieron unas mejoras en el proceso de producción de almidón de tapioca, y una valoración y aprovechamiento de biogás en el sitio. (Adi Mulyanto, 2001).

Una de las ventajas principales del sistema anaerobio está en el gas metano generado, que constituye una fuente de energía fácilmente disponible, que puede emplearse para calefacción o generación de energía eléctrica. El valor energético del CH₄ es de 35,8 kJ/L a temperatura y presión estándar. (Rittmann, 2001).

Así, el filtro anaerobio constituye una valiosa alternativa para el tratamiento de las aguas residuales ya que previene la contaminación de los cuerpos de agua y al mismo tiempo suministra un gas combustible (fundamentalmente metano) que puede emplearse para satisfacer la demanda de energía de una comunidad representando un subsistema aparte de la línea principal de tratamiento de las aguas.

En otras experiencias, la digestión anaerobia y el tratamiento por metanogénesis se han aplicado principalmente en el manejo de residuos orgánicos rurales (animales y agrícolas) y más recientemente en el tratamiento de aguas residuales, tanto industriales como domésticas. Han habido limitantes en casos en que se tengan unas aguas residuales relativamente diluidas ($DQO < 1000 \text{ mg/L}$), y en todo caso se ha subvalorado la importancia que tiene desde el punto de vista de la conservación de recursos y bajos requerimientos de energía para el proceso de tratamiento como tal, frente a otras tecnologías de tratamiento. (Rittmann, 2001).

Como alternativa técnica para el autosostenimiento de la agroindustria de la rallandería sus actividades relacionadas, el manejo y aprovechamiento de biogás resultante de la depuración anaerobia de efluentes, puede presentarse como una opción viable y económicamente rentable para las comunidades dependientes de esta actividad. Un proceso de aprovechamiento eficiente y confiable de este subproducto conduciría a que los rallanderos tengan unos elementos de juicio para la adopción de tecnologías, como el tratamiento anaerobio.

Sin embargo, esto se encuentra limitado por el correcto funcionamiento del sistema y de la sucesión de pasos que permitan que el sustrato proveniente de los desechos de la producción de almidón agrario de yuca sea convertido en su totalidad a los precursores del gas metano. En este punto, los resultados de esta investigación serían generadores de esquemas de conducta de sistemas

anaerobios que funcionen en condiciones ambientales y de operación que den lugar a la aparición de inhibidores en el proceso de tratamiento de las aguas residuales.

1. MARCO TEORICO

1.1 Filtro Anaerobio

El filtro anaerobio es un reactor biológico con relleno, que dispone o presenta un medio de soporte, constituido por materiales, piezas o accesorios generalmente inertes, en cuya superficie ocurre la fijación o desarrollo de biopelículas y en cuyos intersticios proliferan microorganismos que se pueden agrupar de diferentes maneras.

El termino filtro, a pesar de ser muy usado en el medio técnico y científico, no representa una realidad, pues tanto el filtro aerobio como el anaerobio, no efectúan una filtración tal como su significado lo especifica.

En realidad los filtros anaerobios son reactores de lecho fijo, que además de tener o poseer una biopelícula adherida al material de soporte, también poseen una considerable cantidad de agregados y flocs con bacterias, y hasta gránulos que permanecen en los intersticios a través de los cuales ocurre el flujo del líquido.

En este tipo de reactores se pueden emplear diversos materiales para la implementación del lecho, tales como piedras, piezas cerámicas, piezas en material sintético (anillos, entre otros), piezas en madera, módulos tubulares, esferas perforadas, plexirings, e incluso en casos especiales se puede pensar en usar materiales flotantes. (Campos, 1990)

1.2 Concepto general de los lechos bacterianos

Los lechos bacterianos son un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales en el que la oxidación se produce al hacer circular, a través de un medio poroso o material soporte plástico, agua residual.

La materia orgánica y sustancias contaminantes del agua son degradadas en una película biológica compuesta por microorganismos, que se desarrollan alrededor de los elementos constitutivos de la masa porosa o del material plástico. La película se forma por adherencia de los microorganismos en la superficie y a las partículas orgánicas, formando la película.

El empleo de cultivos fijos para el tratamiento biológico de las aguas es un procedimiento bien conocido. (Hernández, 1998)

En estos sistemas resulta muy importante el tener una superficie específica o área de contacto donde se desarrolle una biopelícula, con microorganismos especializados que se encarguen de la degradación bajo condiciones anaerobias de la materia orgánica presente en el agua residual. En este punto es importante definir que tipo de etapas se presentan en un proceso de digestión anaerobia:

La digestión anaerobia, se lleva a cabo por la mineralización de la materia orgánica en un sistema microbiológico mixto en condiciones de ausencia de oxígeno (Revelo, 1998).

Existen muchas razones para emplear sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales, entre otras:

- Con respecto al tratamiento de aguas residuales de mediana a alta concentración (DQO > 1500 mg/L), el uso de tratamiento anaerobio es significativamente más barato que el aerobio.
- Se produce energía. Esto es especialmente interesante con el tratamiento de desechos altamente concentrados, pues se pueden compensar las inversiones con la utilización del biogás obtenido.
- La tecnología del tratamiento anaerobio es de costos relativamente bajos en términos de equipos para operación y mantenimiento.
(Lettinga y Hulshoff, 1989).

1.3. El Proceso de Digestión anaerobia.

La digestión anaerobia, es el proceso de transformación de la materia orgánica en dióxido de carbono y metano, bajo la acción de grupos específicos de bacterias anaerobias. (Hernández, 1998)

La digestión, anaerobia, se divide en tres etapas, a saber:

1.3.1 Hidrólisis y Fermentación

Con esta etapa se inicia la digestión anaerobia. Los polímeros naturales tales como la celulosa, la pectina, las proteínas o bien los compuestos de más bajo peso molecular como aminoácidos, sacáridos y lípidos y compuestos aromáticos, son transformados por hidrólisis y fermentación en ácidos carboxílicos, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono.

1.3.2 Acetogénesis

Durante la acetogénesis, los productos de fermentación generados anteriormente son convertidos en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por un grupo de bacterias denominadas acetogénicas, productoras obligadas de hidrógeno. Estos microorganismos son relativamente resistentes y pueden tolerar un rango amplio de condiciones ambientales. Los ácidos formados tienen un pH óptimo entre 5 y 6. Los reactores anaerobios son operados normalmente a pH cercano a 7 pero sus tasas metabólicas a este pH siguen siendo favorables para la subsiguiente formación de metano.

1.3.3 Metanogénesis

La formación de metano, producto último de la digestión anaerobia, ocurre por dos rutas principales. La ruta primaria, es la fermentación de los principales productos de la fase de acidogénesis: ácido acético a metano y dióxido de carbono. Las bacterias que utilizan ácido acético e intervienen en esta ruta, son las acetoclásticas. La reacción general es:



La otra ruta, es la de uso de hidrógeno para reducir el dióxido de carbono a metano. Esta es realizada por bacterias metanogénicas hidrogenofílicas. La reacción general es:



(Droste, 1997).

1.4 Factores Limitantes de la Digestión Anaerobia.

Los principales factores que inciden en un proceso anaerobio, están relacionados con aquellos parámetros cuyo control permite una mayor actividad de la biomasa, lo que lleva a un alto porcentaje de remoción de la materia orgánica. Estos factores son:

1.4.1 pH

Los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad para su correcto desarrollo, aunque permiten cierta oscilación (Clark y Speece, 1989). Parece ser que el pH afecta fundamentalmente a la actividad enzimática de los microorganismos (Webb, J.L., 1963, citado en Clark y Speece, 1989), mediante: alteración de los componentes no ionizables del sistema, como por ejemplo el sustrato; y desnaturalización de la estructura proteica de las enzimas.

Para que el proceso se desarrolle de forma satisfactoria, el pH debe estar en torno a la neutralidad, presentando problemas graves si el pH baja por debajo de 6 o sube por encima de 8,3 (Lay et al., 1997). Sin embargo, el proceso de inhibición parece ser completamente reversible, aunque el tiempo de recuperación depende de la duración de la alteración.

El pH es también una importante variable de diagnóstico de los sistemas anaerobios, pues muchos fenómenos tienen influencia sobre el mismo. Ejemplos clásicos son las sobrecargas orgánicas, o la presencia de un inhibidor de la etapa metanogénica, que pueden provocar desequilibrios entre la producción y el consumo de ácidos grasos volátiles, produciendo la acumulación de éstos y el consiguiente descenso del pH, produciéndose la acidificación del reactor.

En cualquier caso, el pH no se considera una buena variable de control por resultar demasiado lenta: una vez detectada una variación importante del pH, el fracaso del sistema puede ser ya irreversible (Iza, 1995). Por ello se consideran otras variables como mejores indicadores del estado del proceso anaerobio, como la producción de biogás y su contenido en metano (Hill y Holmberg, 1988), el contenido de ácidos grasos volátiles o la relación entre ellos (Hill et al., 1987). Por otro lado, el pH es un importante modulador del sistema puesto que influye en varios equilibrios químicos, pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso.

1.4.2 Temperatura

De forma general, a altas temperaturas las tasas de reacciones químicas y biológicas son más rápidas que a bajas temperaturas. La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables, que a su vez es dependiente de la temperatura (Van Lier, 1995).

1.4.2.1 Influencia de la temperatura sobre aspectos físico-químicos

La solubilidad de los gases NH_3 , H_2S y H_2 desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido – gas, y por tanto desapareciendo más rápidamente del medio acuoso. Esto supone un efecto positivo, dada la toxicidad sobre el crecimiento de los microorganismos anaerobios de los citados compuestos. Una posible desventaja de este fenómeno es que el descenso de la solubilidad del CO_2 , implicará un aumento del pH en los reactores, lo que en condiciones de alta concentración de ácidos puede ser negativo (Van Lier, 1995).

La solubilidad de la mayoría de las sales aumenta con la temperatura. Las sales orgánicas son más solubles a altas temperaturas, por lo que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos, y aumenta la velocidad del proceso. Sin embargo, si se trata de compuestos tóxicos, al aumentar su solubilidad con la temperatura serán potencialmente más tóxicos, lo que puede explicar parcialmente la mayor inhibición de determinados compuestos orgánicos en el rango termofílico, como los ácidos grasos de cadena larga (Hwu et al., 1997).

Además, la temperatura influye directamente en determinados equilibrios químicos, con gran influencia sobre el proceso anaerobio, como los del amonio – amoníaco libre o ácidos grasos volátiles ionizados – no ionizados. En general, con la temperatura se favorecen las formas no ionizadas, que resultan más tóxicas para los microorganismos.

La viscosidad de los líquidos y semisólidos disminuye al aumentar la temperatura, lo que implica menores requerimientos energéticos para la mezcla (agitación). A altas temperaturas se produce también una mejor sedimentación de los sólidos.

1.4.2.2 Influencia de la temperatura sobre aspectos bioquímicos.

El proceso anaerobio se produce en la naturaleza en un amplio rango de temperaturas, que van desde 0 ° a 97 °C. La eficiencia del proceso, no obstante, es muy diferente en función de la temperatura del medio. Se habla de tres rangos principales de temperatura, psicrófilico (por debajo de 25 °C), mesofílico (entre 25 y 45 °C) y termofílico (entre 45 °C y 65 °C), siendo la tasa máxima específica de crecimiento mayor conforme aumenta la temperatura (Van Lier et al., 1995).

La velocidad del proceso aumenta con la temperatura, aunque también aumentan los requerimientos energéticos, y puede disminuir la estabilidad del proceso

(Fannin, 1987), al menos en presencia de determinados tóxicos. Por otro lado, es preciso desarrollar un completo balance energético para establecer el interés de mantener una determinada temperatura.

La producción de biogás, en ausencia de inhibidores, aumenta con la temperatura, puesto que aumenta la tasa de crecimiento de los microorganismos; así mismo temperaturas más bajas implican tiempos de retención más largos, y por tanto mayores volúmenes de reactor. La tasa de hidrólisis también aumenta con la temperatura (Veeken y Hamelers, 1999), por lo que el régimen de temperatura puede tener gran interés al tratar residuos en los que la hidrólisis sea la etapa limitante.

La sensibilidad a los cambios de temperatura ambiental depende de diversos factores, principalmente del grado de adaptación del cultivo, del modo de operación y del tipo de biorreactor.

1.4.3 Velocidad de carga orgánica (VCO) y tiempo de retención hidráulico (TRH)

El tiempo de retención es un parámetro muy importante, que dependerá típicamente del tipo de reactor utilizado. En los sistemas de mezcla completa el tiempo de retención hidráulico coincide con el tiempo de retención celular, es decir de la biomasa, por lo que el tiempo de retención deberá ser suficientemente largo para permitir el desarrollo de la población bacteriana. El tiempo de retención, junto con la velocidad de carga, determinada por el tipo de sustrato, son los principales parámetros de diseño, definiendo el volumen del digestor.

La fracción de materia orgánica degradada aumenta al aumentar el TRH, sin embargo la producción volumétrica de metano (producción por unidad de reactor)

disminuye, una vez superado el óptimo. Es por tanto necesario determinar para cada tipo de residuo y de digestor el tiempo de retención que optimiza el proceso. La carga orgánica es la relación de la cantidad de materia orgánica, expresada normalmente en unidades de DQO o de sólidos volátiles, por unidad de reactor y unidad de tiempo, siendo directamente dependiente de la concentración del substrato y del tiempo de retención.

Altas cargas orgánicas, en ausencia de inhibidores, proporcionan altas producciones volumétricas de biogás. Parece que la resistencia a ciertos inhibidores puede aumentar con la carga orgánica (Angelidaki et al., 1993). Sin embargo la inestabilidad aumenta también con el aumento de carga, especialmente en el caso de “sobrecargas” puntuales, que conllevan la acumulación de ácidos grasos volátiles (Ahring et al., 1995).

1.4.4 Tóxicos e inhibidores

La magnitud de toxicidad observada en la bibliografía es una función de diversos factores, incluyendo concentración, antagonismos, sinergismos, formación de complejos y aclimatación (Kugelman y Chin, 1971). La concentración es el único factor que usualmente se considera, lo que lleva a afirmaciones muchas veces erróneas.

En general la velocidad de crecimiento bacteriano aumenta con la concentración de substrato, llegando a un punto en que se estabiliza y, dependiendo de cada caso concreto, puede llegar a descender (inhibición por el substrato). Así, una sustancia es un tóxico o un substrato dependiendo de su concentración. Los fenómenos de antagonismo y sinergismo son muy importantes al hablar de toxicidad. Antagonismo es una reducción de la toxicidad de un substrato en presencia de otro y sinergismo es el aumento del efecto tóxico de una sustancia causada por la presencia de otra. La formación de complejos resulta, también,

fundamental. Si una sustancia no está en solución, no puede penetrar dentro de la célula, y por tanto no podrá afectar el metabolismo del organismo. La magnitud del efecto tóxico de una sustancia puede ser reducida significativamente por aclimatación de la población de microorganismos al tóxico. La aclimatación implica una reorganización de los recursos metabólicos para vencer los obstáculos metabólicos producidos por el substrato tóxico, más que mutación o selección de las poblaciones (Kugelman y Chin, 1971).

Son muchas las sustancias que pueden resultar inhibitorias del crecimiento de los microorganismos anaerobios. A continuación se describe brevemente uno de los compuestos que más comúnmente presentan problemas de toxicidad, en los substratos utilizados en el presente trabajo.

1.4.4.1 Ácidos grasos volátiles

Los ácidos grasos volátiles son los más importantes intermediarios del proceso anaerobio, siendo, por ello, fundamental conocer su evolución. Juegan un papel muy importante en el monitoreo y control de reactores anaerobios, mostrando una rápida respuesta a las variaciones en el sistema, por ejemplo en el caso de sobrecargas orgánicas (Ahring et al., 1995), o en el caso de la introducción de tóxicos. El aumento de su concentración está relacionado con la disminución en la producción de biogás (Hill et al., 1987).

Además, los ácidos grasos volátiles pueden inhibir algunos de los procesos que tienen lugar en un reactor anaerobio, aunque hay cierta dispersión en la bibliografía.

Las concentraciones límite de inhibición no están muy claras en la bibliografía y depende mucho del tipo de ácido graso, así como de la forma en que se

encuentra. El efecto tóxico se ha descrito como no reversible, y la forma tóxica son los ácidos grasos libres. El efecto inhibitor de los lípidos está muy relacionado con la adaptación de los microorganismos, y prácticamente, condicionado a la existencia de microorganismos acetogénicos que degraden los AGV a medida que se van produciendo por la hidrólisis de las grasas (triglicéridos u otras formas), evitando así, alcanzar concentraciones tóxicas (Angeldaki y Ahring,1992).

Según la bibliografía, la toxicidad de los ácidos grasos de cadena larga, en especial del oleico, es mayor en el rango termofílico que en el mesofílico, estando también afectada por el tipo de lodo (granular o floculento) (Hwu et al., 1997).

En investigaciones previas, la fase de arranque es evidenciada por una alta concentración de AGV, oscilando entre valores de 2000 mg/L y 3500 mg/L (Annachatre, 2000). Este autor reporta que en el estudio de un reactor UASB que trata agua residual del proceso de la tapioca, los valores de AGV oscilaron de 3500 mg/L en el arranque, a un valor de 200 mg/L en el efluente una vez se estabiliza el proceso. Igualmente, las oscilaciones entre los valores reportados son evidentes, aunque no superan los 1000 mg/L en la fase estable.

1.5 Resultados de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de un substrato son convertidos en biogás, mezcla de dióxido de carbono y metano con trazas de otros elementos, por un población bacteriana que es sensible o completamente inhibida por el oxígeno. Utilizando el proceso de digestión anaerobia es posible convertir gran cantidad de residuos, residuos vegetales, estiércoles, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en subproductos útiles. En la digestión anaerobia más del 90% de la energía disponible por oxidación

directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10 % de la energía en crecimiento bacteriano frente al 50 % consumido en un sistema aerobio (Muñoz Valero et al., 1987).

1.5.1 Biogás

Es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H₂S, H₂, NH₃, etc.

La composición o riqueza del biogás, en este caso, depende del manejo y operación que se tenga en el reactor.

La composición química del biogás se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Composición porcentual del biogás.

Metano (CH ₄)	50 – 70 %.
Dióxido de Carbono (CO ₂)	30 – 50 %.
Ácido sulfhídrico (H ₂ S)	0.1 – 1 %.
Nitrógeno (N ₂)	0.5 – 3 %.

Fuente: ICA, 2000.

Su pureza y calidad dependen de la cantidad de metano que contenga, ya que cuanto mayor es el porcentaje de este elemento, más puro y de mayor poder calorífico es el biogás (ICA, 2000).

1.6 Características del agua a tratar

La calidad y cantidad de los residuos generados en el proceso de extracción de almidón de yuca varían significativamente, debido a factores como edad del

tubérculo, tiempo de almacenamiento, tipo de proceso utilizado, etc. Las aguas residuales generadas, presentan una elevada carga orgánica medida como DQO y DBO, además de una elevada presencia de sólidos disueltos y compuestos cianurados de alta toxicidad (Torres, P. 2003).

Como descripción general del sustrato, se observa que el agua residual generada en la rallandería evaluada presenta un color grisáceo y alta turbiedad debido a que el sistema de separación del almidón y de la mancha no es completamente eficiente, perdiéndose parte de estos materiales junto con el agua residual. Es de anotar que este efluente no presenta olores ofensivos en el momento de su generación; estos se presentan en etapas posteriores en el canal de sedimentación de mancha y en el sistema de tratamiento anaerobio en funcionamiento. Es característica de este proceso la fermentación agria del almidón, etapa en la cual se generan olores producto del añejamiento.

La mancha es un subproducto del proceso de extracción que contiene almidón de baja densidad y baja calidad, con un nivel de proteína alto (materia orgánica). (Torres, P. 2003).

La mancha se emplea en la alimentación de porcinos y en la elaboración de adhesivos. Se estima que la producción de mancha en el departamento del Cauca es de 750 ton/año. Utilizando aproximadamente 1000 kg. de yuca (raíces frescas) se obtienen alrededor de 3,6 kg. de mancha (Alarcón, 1998 consultado en Rodríguez, V, 2001).

El comportamiento de la mancha en el agua residual cruda muestra que se tiene una disolución aproximadamente homogénea; llegando a una caída brusca del pH y precipitación de esta en un intervalo de 12 horas aproximadamente. Este fenómeno disminuye al preservarse las muestras a bajas temperaturas. De aquí

la necesidad de incrementar de pH para efectos del ingreso del agua residual al sistema de tratamiento.

La concentración de cianuros del agua residual tiene una magnitud de toxicidad importante, y es un impacto bastante considerable sobre las cuencas de la zona. Es de anotar que en trabajos previos en la zona no se ha detectado que tengan un efecto inhibitorio en el proceso biológico anaerobio. (Torres, P. 2003).

1.6.1 Hidrólisis del almidón en medio acuoso

La biodegradación de partículas de almidón es un proceso complejo. Las partículas de almidón son polímeros orgánicos que no pueden ser degradados por microorganismos a menos que hayan sido hidrolizados por enzimas formando carbohidratos solubles (usualmente monómeros o dímeros); los cuales pueden entonces pasar por la membrana celular (Pavlosthatís y Giraldo-Gomez, 1991). Estos carbohidratos solubles son entonces degradados por bacterias formando acetato, CO₂ e hidrógeno. Finalmente, tanto el acetato como el H₂/CO₂ son convertidos en metano por las bacterias metanogénicas. Existe una relación sintrófica entre los acetógenos formadores de hidrógeno y los metanógenos consumidores de hidrógeno (Kwong, S; Fang, H., 1996).

En mucha de la literatura que estudia la degradación anaeróbica de sustratos complejos, la conversión de estos a metano fue usualmente asumida como un proceso de un solo paso. Sin embargo, de los estudios consultados en los que se trata la cinética del paso de la hidrólisis, se encontró que la hidrólisis fue el paso que limitó la tasa global de conversión de sustratos complejos a metano (Pavlosthatís y Giraldo-Gomez, 1991).

2. INVESTIGACIONES PREVIAS

Estudios realizados desde la década de los 80 por la CVC y la Universidad del Valle, mostraron la factibilidad de depuración de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón agrio de yuca, mediante procesos anaerobios.

En 1995, Altamirano, C y Oviedo, A estudiaron la biodegradabilidad anaerobia de la fracción soluble e insoluble de esta agua residual, observando que la mayor parte de la DQO se transformó en metano y hubo una producción baja de material celular, situación característica de la degradación anaerobia. El agua residual presentó valores de pH de 4.2 unidades, DQO de 4500 mg/l, concentraciones de cianuro de 6.6 mg/L y SST de 2500 mg/L. Al final de la investigación, se alcanzó el 78.4 % de biodegradabilidad anaerobia para la muestra total y 92 % para la fracción soluble. El cianuro presente en el agua residual, no causó efecto inhibitorio sobre los microorganismos (Torres P; 2003).

Verificada la factibilidad de degradación biológica anaerobia de estas aguas residuales, estos investigadores evaluaron en escala de laboratorio diversos sistemas: UASB, filtro anaerobio y fases separadas. En general, los mejores resultados fueron alcanzados con el reactor de fases separadas y el del lecho fijo (filtro anaerobio), con eficiencias de remoción de DQO alrededor de 90 %. Se observó que uno de los aspectos fundamentales del buen desempeño del sistema es la necesidad de controlar la capacidad buffer, adicionando alcalinizantes que garanticen alcalinidad de bicarbonatos suficiente para neutralizar los ácidos volátiles. Las características del efluente, en un filtro anaerobio, dependerán del manejo y operación del sistema, como se ha mencionado.

3. METODOLOGIA

3.1 Delimitación de la Zona de Estudio

La zona en estudio está situada en la parte norte del departamento del Cauca, en el área rural del corregimiento de Mondomo, municipio de Santander de Quilichao. El filtro está construido en la Rallandería Santa Bárbara propiedad del Sr. Huber Vergara.

3.2 El sistema de tratamiento

El filtro anaerobio fue diseñado para tratar toda el agua residual generada en el proceso de extracción del almidón. Hidráulicamente el sistema funciona totalmente a gravedad, con flujo ascendente y descendente. El agua residual es captada a la salida de los canales de sedimentación de la mancha y previo a la entrada del filtro se cuenta con un sistema de dosificación de cal para ajustar el pH del afluente. Las muestras para este estudio se toman a la salida del sedimentador de mancha, a la salida del filtro y en las cámaras del filtro, las cuales están separadas por baffles.

Se determinó como caudal de operación el correspondiente a 6 m³/hora obtenido en los aforos. Se estimó como Tiempo de Retención Hidráulico 12 horas, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en investigaciones previas a escala de laboratorio y escala real (UNIVALLE– CRC, 2001).

3.3 Análisis de campo

Partiendo de la disposición de horarios de trabajo en el sitio, y de las condiciones de operación y producción de almidón agro; la toma de muestras fue hecha a intervalos de tiempo adecuados para el tiempo de retención del agua dentro del reactor. Se tomaron muestras puntuales de entrada y salida simultáneas para los parámetros que indicasen un porcentaje de remoción de materia orgánica, y para los que fueran característicos del sistema. La toma de muestras compuestas fue solo para DQO y AGV, para completar la serie de datos y determinar su correlación con las puntuales. Además por la complejidad en tiempo del análisis de AGV y su costo en el laboratorio.

Siguiendo el protocolo para toma de muestras sugerido por el IDEAM (IDEAM, 2000), se recolectaron muestras de 1 litro, en recipientes plásticos; preservadas en frío hasta su transporte al laboratorio. Para los parámetros de campo se utilizó un pH – metro convencional y un termómetro análogo; llevados hasta el sitio de análisis.

Los análisis de laboratorio fueron llevados a cabo inmediatamente después del ingreso de las muestras al laboratorio; por métodos normalizados y ajustados a las condiciones del laboratorio.

Los parámetros que se utilizaron para el seguimiento del estudio, y el sitio de muestreo se presentan en la tabla 2 y en la figura 1.

Tabla 2. Parámetros medidos en el filtro anaerobio, y sitio de muestreo

Parámetro	Sitio
Sólidos suspendidos totales	Entrada y salida
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Entrada y salida
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	Entrada y salida
Ácidos grasos Volátiles (AGV)	Cámara 1-2, cámara 3-4, cámara 5
pH	Entrada, salida, cámara 1-2, cámara 3-4, cámara 5
Temperatura	Entrada, salida, cámara 1-2, cámara 3-4, cámara 5

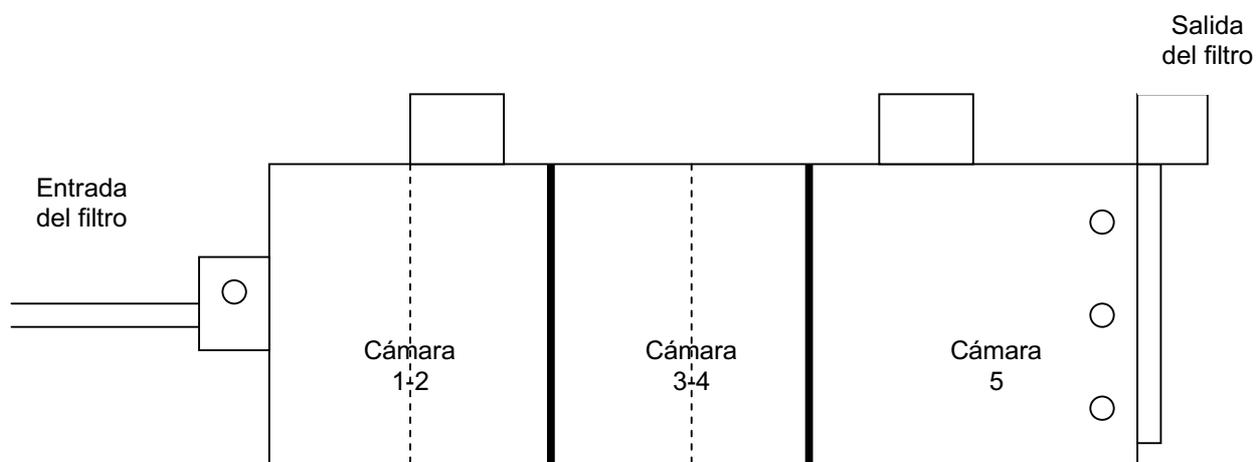


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el filtro.

3.4 Métodos de análisis

3.4.1 Sólidos suspendidos totales

La determinación de sólidos suspendidos se realizó de acuerdo con el método 2540 D del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Los SST se determinaron mediante el peso del residuo seco, secado a 105 °C en estufa, durante 1 hora, referido al peso de materia fresca inicial. Para el cálculo se utiliza la siguiente expresión:

$$\text{mg Total de sólidos suspendidos/L} = \frac{(A - B) * 1000}{\text{Vol de la muestra, mL}} \quad (3)$$

Donde:

A = peso del filtro + residuo seco, mg

B = peso del filtro, mg.

3.4.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO es una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables en una muestra. Se define como la cantidad de oxígeno que sustancias reductoras como la materia orgánica, presentes en aguas residuales necesitan para su descomposición sin intervención de los microorganismos. La DQO fue realizada por digestión ácida de las muestras y lectura de absorbancia en el espectrofotómetro. Se usó una curva de calibración según el rango de las muestras, en términos de concentración de carga orgánica, para la lectura de la DQO en mg O₂/L.

La determinación de la DQO se realiza con la siguiente expresión:

$$Y = 3.9674E - 4 * X + 1.3109E - 3 \quad (4)$$

Donde Y es el valor reportado como absorbancia a 600 nm para la muestra digerida, y X es el valor de DQO en mg/L. Las muestras muy concentradas, o que en ensayo previo superaron el rango de lectura de esta curva de calibración (0.0 nm – 0.4 nm), fueron diluidas y el factor de dilución se multiplicó por el valor de lectura obtenido de esta forma.

3.4.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO es una medida aproximada de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en una muestra

La demanda bioquímica de oxígeno DBO, es una prueba empírica en la cual el procedimiento de laboratorio es usado para estimar los requerimientos de oxígeno de los efluentes de aguas residuales o poluidas.

La prueba de DBO se realizó por la modificación de la azida, procedimiento 5210 B, del Standard Methods (APHA, 1998), prueba biológica por incubación de las muestras por 5 días.

Para el cálculo se utiliza la siguiente expresión:

$$\text{mg /L de DBO}_5 = \frac{(V_{IT} - V_{FT}) * \text{factor}T * 300}{0.3\text{mL}} \quad (5)$$

Donde:

V_{IT} = volumen inicial de tiosulfato

V_{FT} = volumen final de tiosulfato

Factor T= 0.02548

3.4.4 pH

El pH es la forma común de expresar la concentración del ión hidrógeno en las soluciones acuosas:

$$pH = -\log_{10}[H^+] \quad (6)$$

Se midió directamente en cada punto de muestreo, en el filtro, con un electrodo Handylab. Se realizó la calibración con disoluciones tampón estándar de pH 7,02 y 4,00 a 20 °C. La resolución de la lectura es 0.01 unidades de pH y la precisión de $\pm 0,01$.

3.4.5 Ácidos Grasos Volátiles

La determinación de ácidos grasos volátiles (AGV) deberá ser realizada por destilación, según lo especificado en el Standard Methods (APHA, 1998), procedimiento 5560 C. El método fue implementado en el laboratorio adaptándolo al material disponible. El fundamento del método radica en la codestilación con agua de los ácidos grasos en condiciones que inhiban la hidrólisis de otras sustancias complejas, y la valoración volumétrica del destilado para determinar el contenido de AGV como mg/L de ácido acético.

Los AGV están clasificados como ácidos grasos solubles en agua que pueden ser destilados a presión atmosférica. Estos ácidos volátiles pueden ser removidos de una solución acuosa por destilación, a pesar de sus altos puntos de evaporación, a causa de su codestilación con agua. Este grupo incluye ácidos grasos volátiles con más de 6 carbonos.

El método de destilación es empírico y da una recuperación incompleta y en cierto modo variable. Factores tales como la tasa de calentamiento y la proporción de muestra recuperada como destilado afectan el resultado, requiriéndose la determinación de un factor de recuperación para cada aparato y grupo de condiciones de operación. Sin embargo, el método resulta conveniente para propósitos de control rutinario.

Para el cálculo se utiliza la siguiente expresión:

$$\text{mg de ácidos volátiles como ácido acético/L} = \frac{\text{mL NaOH} * N * 60000}{\text{mL de la muestra} * f} \quad (7)$$

Donde:

N = normalidad del NaOH, y

f = factor de recuperación

La necesidad de recolectar una muestra para análisis a relativa profundidad requirió de la elaboración de un dispositivo de succión para la toma de las mismas.

3.4.6 Composición de biogás, metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂)

El Biogás se analiza por el método volumétrico, según lo especificado en el Standard Methods (APHA, 1998), procedimiento 2720 B, el cual requiere el uso de un analizador Orsat.

Un esquema general de un equipo Orsat es el siguiente (APHA, 1998)

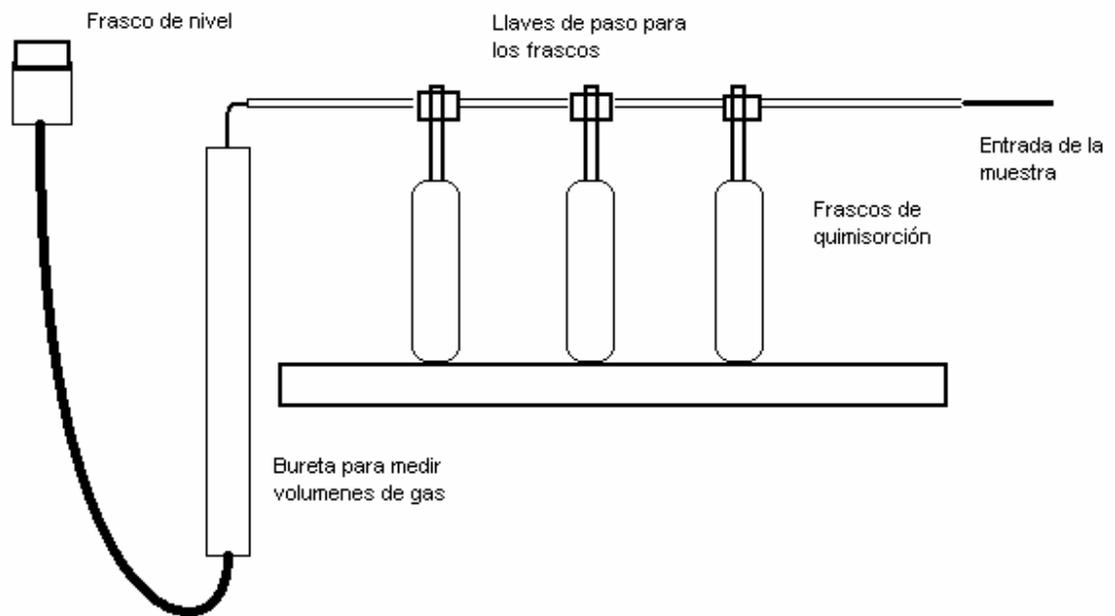


Figura 2. Esquema general de un analizador de gases tipo Orsat

El método fue implementado en el laboratorio construyendo el analizador de gases basándose en el equipo original Orsat.

El análisis se realiza pasando el biogás por 2 frascos que contienen los reactivos para absorber el CO_2 y O_2 . El procedimiento reporta diferencias en volumen dependiendo de la absorción selectiva de cada reactivo, y partiendo de la base de composición del biogás, básicamente CH_4 y CO_2 .

El análisis de los gases se realiza de acuerdo con la ley de Amagat que establece que en una mezcla gaseosa, la suma de los volúmenes de los componentes es igual al volumen total de la mezcla. Por otra parte existen reactivos químicos que absorben selectivamente, por un proceso de quimisorción, los componentes de la mezcla.

Entonces para el biogás se tiene:

$$V = V_{\text{CO}_2} + V_{\text{CH}_4} + V_{\text{otros}} \quad (8)$$

Ahora, si por medio de un reactivo adecuado se absorbe el CO_2 tendremos:

$$\%V_{\text{CO}_2} = \frac{[V - (V_{\text{CH}_4} + V_{\text{otros}})]}{V} \quad (9)$$

En el analizador Orsat esto se realiza sobre un volumen de 100 cm^3 que facilita la medición, leyendo directamente el volumen de gas absorbido. El resto (no absorbido) está constituido por metano (CH_4) y los otros gases que teóricamente se encuentran en mucha menor proporción (Yank, 2001).

Para las condiciones de trabajo en el laboratorio, el equipo construido cuenta con una bureta de 25 cm^3 , que es la base de cálculo para la diferencia en los volúmenes absorbidos selectivamente. De las botellas de absorción, para este método se tienen en uso dos de ellas, con los reactivos para absorber CO_2 (solución de KOH) y oxígeno (solución alcalina de pirogallol).

Se aplicó de igual manera la ley de Amagat para establecer la composición de la mezcla de gases.

Para la recolección de las muestras, se recurrió a la construcción de un dispositivo tipo campana, en la cual se introduce la muestra en un saco de polietileno aislándola por medio de una llave de paso para gases. El dispositivo es reutilizable y facilita el intercambio de los sacos en caso de deterioro o daño accidental. También se utiliza un cilindro metálico para el almacenamiento del gas, el cual posee conexiones adecuadas para la campana de recolección.

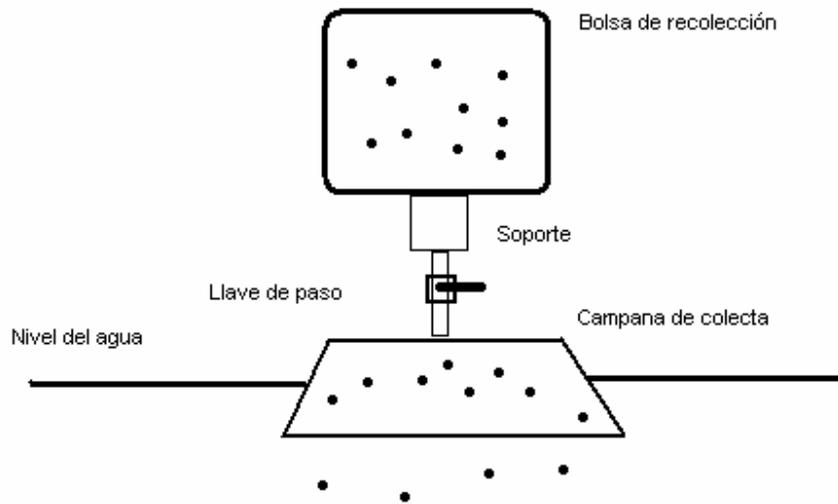


Figura 3. Esquema del dispositivo de recolección con bolsa y campana.

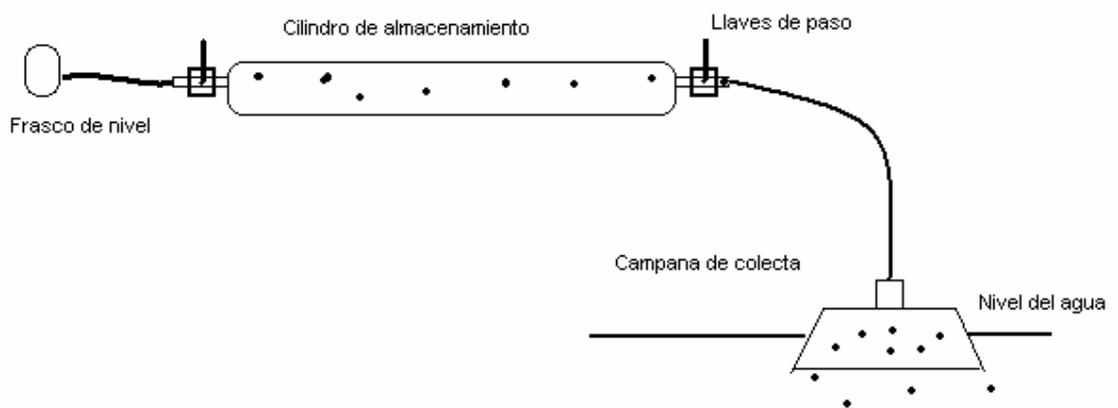


Figura 4. Esquema de recolección con campana y cilindro.

4. DATOS DE CAMPO

La toma de parámetros se ajustó a lo especificado por el IDEAM, en su protocolo para toma de muestras. La serie de datos crudos que fueron obtenidos fue promediada para obtener los resultados sobre los que se basa el análisis. Se presenta la serie completa en la Tabla 3.

El agua residual objeto de análisis muestra características particulares que la diferencian de otros tipos de residuos líquidos. Son aguas muy reactivas, en cuanto a que su pH presenta caídas bruscas después de 12 horas de haber sido recolectadas. Su alto contenido de almidón no hidrolizado y de materia orgánica compleja hace necesario que sean previstas más medidas de control para asegurar su estabilidad al momento de su análisis. Es por esto que el control estricto de temperatura es una variable más crítica que en otros tipos de aguas.

La realización de las pruebas químicas se realizó con el mínimo intervalo de tiempo desde su recolección hasta su ingreso al laboratorio. Los análisis que requerían un pretratamiento más complejo, como la prueba de AGV, presentaron inconvenientes a causa de la alta presencia de almidón y material sólido no hidrolizado, lo que implicó unos volúmenes de muestra mayores que los recomendados en los métodos estándar de análisis. El estado de deterioro de las muestras al momento de realizar algunas pruebas fue causa de que se eliminaran datos de la tendencia.

Tabla 3. Resultado general de los parámetros de campo analizados. Como promedios.

	Fecha:	15/04/2005	22/04/2005	28/04/2005	03/05/2005	05/05/2005	12/05/2005	14/05/2005	17/05/2005	19/05/2005
	Fechas como días	1	8	14	19	21	28	30	33	35
	Muestreo:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Parámetros	Unidades	Valor								
pH entrada	Unidades	6,0	5,0	5,9	6,5	*	4,2	6,2	*	6,0
pH salida	Unidades	4,5	*	5,3	6,1	*	5,0	5,0	*	5,5
pH c1-2	Unidades	4,0	4,0	4,5	4,9	*	4,5	4,7	*	4,5
pH c 3-4	Unidades	4,4	5,1	4,4	5,4	*	4,7	5,1	*	4,9
pH c 5	Unidades	4,5	5,6	5,2	6,1	*	4,8	5,5	*	5,3
Temp entrad	° C	21,4	22,0	22,4	20,7	*	23,2	21,3	*	22,2
Temp salid	° C	23,5	*	25,0	24,9	*	24,4	22,4	*	26,2
Temp c 1-2	° C	22,6	25,0	23,0	23,2	*	23,7	21,8	*	23,3
Temp c 3-4	° C	22,6	24,5	23,4	23,4	*	24,2	22,1	*	23,3
Temp c 5	° C	22,6	24,5	24,7	24,9	*	25,3	22,5	*	25,8
SST entrada	mg/L	1793,3	1282,7	1440,7	1101,0	*	*	497,5	960,7	2783,0
SST salida	mg/L	700,0	*	536,7	388,5	*	*	404,7	410,0	985,0
DBO entrada	mg O2/L	2754,0	2907,0	2244,0	*	2142,0	*	2448,0	*	*
DBO salida	mg O2/L	1938,0	*	1275,0	*	1241,0	*	1938,0	*	*
DQO entrada	mg O2/L	7965,5	4817,6	4730,9	3855,2	5483,8	4176,3	3447,4	4209,9	6406,9
DQO salida	mg O2/L	6646,4	*	2718,5	2369,9	2632,5	3195,8	3593,4	3576,9	3289,9
AGV c 1-2	mg acetico/L	3239,8	4300,0	1293,3	1661,9	1914,1	2534,9	1358,0	1426,5	1778,3
AGV c 3-4	mg acetico/L	1946,5	*	2153,4	1700,7	2560,8	2392,7	1286,9	1668,4	*
AGV c 5	mg acetico/L	*	*	*	1060,5	879,5	1881,8	2974,7	2534,9	1202,8

* = prueba no realizada o promedio excluido de la tendencia.

Tabla 4. Datos de aforo de caudales de entrada al filtro

Fecha de aforo	Muestra	Caudal de entrada al filtro, m ³ /h
Abr-19 2005	1	2,89
	2	3,84
	3	4,15
	4	3,64
	5	4,62
	6	2,98
	7	4,19
	8	3,84
	9	3,65
	10	3,16
Abr-25 2005	1	1,69
	2	3,16
	3	3,68
	4	3,69
	5	3,37
	6	3,48
May-03 2005	1	4,53
	2	4,19
	3	4,36
	4	2,09
	5	4,27
	6	3,89
	7	4,25
Promedio		3,64
Desviación Estándar		0,73
Intervalo de confianza		0,31

Fuente: Chaux y Vergara (2005)

Tabla 5. Composición del biogás en el filtro anaerobio.

Corrida	% CO ₂	% CH ₄
1	63,27	36,73
2	42,40	57,60
3	55,00	45,00
4	45,33	54,67
Promedio	51,50	48,50
Desviación estándar		9,52
Intervalo de confianza		9,33

5. ANALISIS DE DATOS

5.1 Sólidos suspendidos totales

Los efluentes de la producción de almidón agrio de yuca se caracterizan por una presencia considerable de sólidos y por una turbiedad promedio muy alta a causa de la poca eficiencia de separación de almidón y mancha que brindan los procesos de esta agroindustria. En la mayor parte de los muestreos se presentaron unas condiciones de clima seco, casos en los que el nivel reportado de sólidos suspendidos totales estuvo alto (superior a 1100 mg/L, en promedio). En los días en que se presentaron lluvias, la presencia de los sólidos se redujo a valores cercanos a 500 mg/L. Esta reducción en la carga es atribuible a las condiciones del sitio, que permiten el ingreso de agua lluvia a los canales de sedimentación.

En promedio se tiene un valor de $1408,42 \pm 475,57$ mg/L para SST de entrada y un valor de $570,82 \pm 153,57$ mg/L para SST de salida; estimados como intervalos de confianza.

Se debe tener en cuenta que la acumulación de sólidos también depende de la producción de almidón, ya que hay días en los que no se realiza rallado, por lo tanto no hay flujo de agua residual hacia el filtro, acumulándose sólidos en el interior del filtro. La dispersión observada en los valores de SST, se debe a que se presentó clima lluvioso en los muestreos 7 y 8, generándose dilución en la muestra.

5.2 Ácidos grasos volátiles (AGV) y pH

Las mediciones de AGV se realizaron en las cinco cámaras, sobre una muestra compuesta. La concentración de AGV dentro del filtro es un parámetro básico para determinar la estabilización del sistema después del arranque.

El agua recolectada para el análisis dentro de las cámaras, presentó una alta turbiedad y presencia considerable de sólidos y material no hidrolizado, el cual a causa de la fermentación que ocurre por la permanencia del almidón y mancha en el interior del filtro llegó a tener una consistencia muy espesa y olor penetrante; lo cual dificultó la obtención de los volúmenes para destilación, y necesidad de mayores tiempos de centrifugado para clarificar las muestras.

En la tabla 3 se observa el comportamiento de los AGV en la cámara 1–2, en la cámara 3–4, y en la cámara 5.

El comportamiento de los AGV en el filtro presentó gran variación, con descensos en las muestras recolectadas los días 14/05/05 y 17/05/05 y con aumentos en las muestras de los demás días. En el análisis estadístico no se encuentra una variación alta en cuanto a los valores reportados.

En promedio se tiene un valor de $2167,43 \pm 664,35$ mg/L para AGV en la cámara 1–2, $1958,49 \pm 291,09$ mg/L en la cámara 3–4 y $1755,70 \pm 559,40$ mg/L en la cámara 5; estimados como intervalos de confianza.

Como se observa los ácidos grasos volátiles tienen un valor alto en los diferentes muestreos. El aumento en su concentración está relacionado con la disminución en la producción de biogás.

Además, los ácidos grasos volátiles pueden inhibir algunos de los procesos que tienen lugar en el filtro anaerobio.

En la cámara 1 – 2, en los muestreos 1 y 2, se observa un incremento notable en los niveles de ácidos grasos volátiles con valores de 3239,8 y 4300 mg/L ácido acético, los demás valores en esta cámara están en un rango entre 1358.0 y 2534,9 mg/L ácido acético, encontrándose gran variación de los valores de ácidos grasos volátiles en estas fechas. Esta variabilidad puede deberse a que no se presenta flujo continuo de agua residual al filtro, y en algunos días de trabajo se pueden dar sobrecargas al sistema. Para las jornadas de muestreo 1 y 2, las condiciones de operación del filtro no fueron continuas, así como la adición de alcalinizante. La sobrecarga es considerable con respecto a los promedios de los demás días de trabajo y es atribuible a las condiciones en las que venía operando el sistema.

En la cámara 3 – 4 los valores se ubicaron en un rango entre 1286,9 y 2560,8 mg/L ácido acético, valores más bajos que en la cámara 1 – 2. En este punto del filtro, se presenta una labor incompleta en el trabajo de las bacterias degradadoras de ácidos; lo que se evidencia en la disminución en los promedios de AGV. El aspecto del agua residual cambia considerablemente en estas cámaras, presentando un aspecto más oscuro y una capa de color negro producto de la oxidación de la mancha sobre la superficie del agua.

En la cámara 5 se observa gran variabilidad entre los datos obtenidos de ácidos grasos volátiles en un rango de 879,5 y 2974,7 mg ácido acético/L. Al evacuarse el agua del filtro por los desagües superficiales, no se presenta acumulación de sólidos en la superficie; aunque en los días en los que no hubo operación del filtro si se nota una acumulación de sólidos sobre la superficie.

También es atribuible la no presencia de sólidos en la última cámara a la labor del lecho filtrante como medio de retención de materiales más densos. Hay que anotar que aunque existen cámaras laterales para evacuar los lodos, estas no han sido puestas en funcionamiento debido a que la operación y mantenimiento del filtro es muy deficiente; ya que los operarios directos y el responsable de la rallandería no cuentan con un manual de procedimientos ni documentos de respaldo que les permita hacer esta labor.

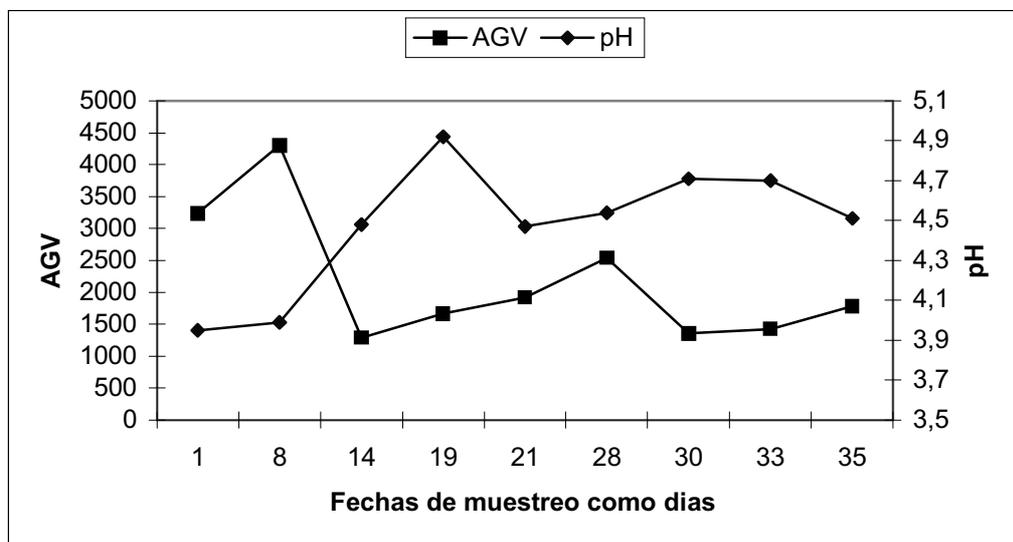


Figura 5. Comportamiento de los AGV vs. pH en la cámara 1-2 del interior del filtro

La figura 5 muestra el comportamiento de AGV con respecto al pH en la cámara 1-2. Esta tendencia muestra claramente descensos en los pH acompañados por aumentos proporcionales en el nivel registrado de AGV. Los datos faltantes se estimaron por medio de una correlación lineal.

El pH en estas cámaras se encuentra en un rango entre 4,92 y 3,95. La bibliografía reporta que los microorganismos anaerobios necesitan un pH en torno a la neutralidad para su correcto desarrollo. Parece ser que el pH afecta fundamentalmente a la actividad enzimática de los microorganismos. Es evidente

en estas cámaras la presencia de material no hidrolizado y la acumulación de mancha que dificulta el paso del agua residual y la salida del biogás, como se observa en las fotografías 1, 4, 6 v 11. Las dificultades presentadas al inicio del proceso de tratamiento redundan en una necesidad de ajustar los tiempos de retención para lograr que el proceso de hidrólisis del sustrato complejo se realice completamente y no sea una etapa crítica.



Fotografía 1. Detalle de la capa sobrenadante en las cámaras del filtro.

La relación entre estos dos parámetros es una variable de diagnóstico importante para este sistema. Se detectó que la hidrólisis incompleta del almidón actúa como un inhibidor de la etapa metanogénica. Esto provoca el desequilibrio entre la producción y el consumo de ácidos grasos volátiles, produciendo la acumulación de éstos y el consiguiente descenso del pH, produciéndose la acidificación del reactor.

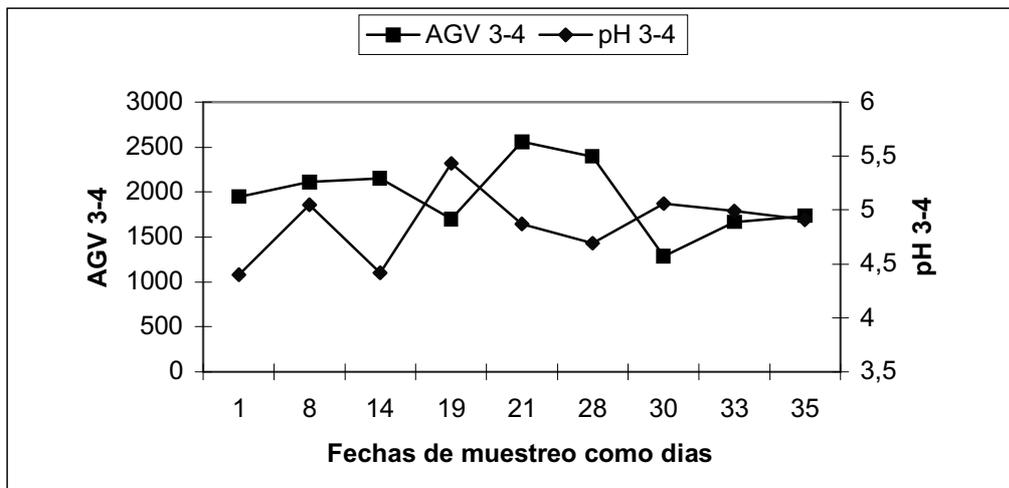


Figura 6. Comportamiento de los AGV vs. pH en la cámara 3-4 del interior del filtro.

En la cámara 3-4 se observa un comportamiento similar a la ocurrida en la cámara 1-2 con descensos en el pH acompañados por aumentos proporcionales en el nivel registrado de AGV. De igual manera el pH es bajo en un rango entre 4,4 y 5,4. En esta cámara se observa una capa de mancha seca y oxidada en la superficie, la cual genera los inconvenientes antes descritos. Cabe resaltar que los datos faltantes se estimaron mediante una correlación lineal.

La relación entre los aumentos del nivel de AGV promedio y los descensos de pH no es tan notoria en este punto. Se encontraron valores de pH mas altos que en las anteriores cámaras entre un rango de 4,46 y 6,06. La serie de datos se completó mediante una correlación lineal. Los desequilibrios entre estos parámetros se reducen y esto es atribuible al descenso en la presencia de material sólido denso, lo que se pudo evidenciar en las muestras extraídas para análisis, las cuales tenían características diferentes a las anteriores cámaras y un menor contenido en material sólido denso. Como material sólido denso se califica el almidón que se encuentra en suspensión en el agua residual y que por efectos de

la fermentación adquiere mayor consistencia, lo que aumenta su volumen y la cantidad de material particulado en el agua.

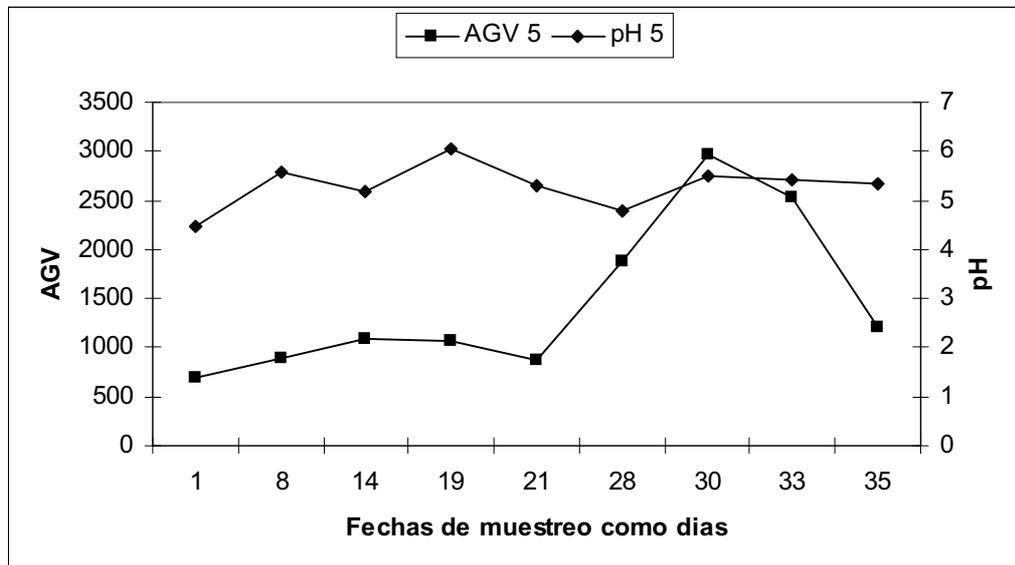


Figura 7. Comportamiento de los AGV vs. pH en la cámara 5 del interior del filtro.

Con respecto a los valores de pH en las cámaras no hay variación, teniendo desviaciones bajas como se observa en la tabla 8.

Los valores promedio para pH son de $5,69 \pm 0,51$ en la entrada; $4,44 \pm 0,24$ en la cámara 1-2; $4,85 \pm 0,35$ en la cámara 3-4 y $5,27 \pm 0,35$ en la cámara 5, $5,22 \pm 0,35$ en la salida; estimados como intervalos de confianza.

5.3 Relaciones funcionales entre AGV y pH

Es evidente la relación existente ente el nivel de AGV dentro de las cámaras y el pH que se tiene en estas. Así, fue posible el correlacionar estas variables de control para establecer un modelo empírico de dependencia entre ellas. La expresión resultante permite el estimar para este caso el nivel de AGV con la medida de pH para cada cámara.

Las correlaciones fueron hechas con base en un modelo lineal aplicado a la serie de datos obtenida; se presentan a continuación las ecuaciones para cada una de las cámaras.

Cámara 1 – 2

Ecuación de correlación:

$$Y = -3430.9 * X + 17362 \quad (10)$$
$$R^2 = 0.8407$$

Cámara 3 – 4

Ecuación de correlación

$$Y = -2605.1 * X + 14606 \quad (11)$$
$$R^2 = 0.9158$$

Cámara 5

Ecuación de correlación

$$Y = -614.83 * X + 4693.6 \quad (12)$$
$$R^2 = 0.8211$$

Donde:

Y = Nivel de AGV

X = Valor de pH

Estas correlaciones estimadas para cada cámara permitirán hacer un cálculo aproximado del nivel de AGV a partir de las medidas de pH. Se convierte en una herramienta de control práctica teniendo en cuenta la complejidad del análisis químico para la determinación de AGV.

5.4 Variación de la temperatura en el interior del filtro

La temperatura a través del tiempo en el interior del filtro no presentó diferencias significativas con respecto a los puntos de muestreo, mostrando un

comportamiento muy similar. La estadística mostró que no hay diferencias significativas con desviaciones estándar pequeñas como se muestra en la tabla 8. Los promedios de temperatura son de $21,88 \pm 0,54$ °C para la entrada; $23,23 \pm 0,64$ °C para la cámara 1–2; $23,35 \pm 0,55$ °C para la cámara 3–4 y $24,33 \pm 0,84$ °C; $24,40 \pm 0,86$ °C para la salida; fijados como intervalos de confianza.

Se encontró un rango de temperatura adecuado en el interior del filtro para la reacción anaerobia, según la literatura, la velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos responsables, que a su vez es dependiente de la temperatura, influyendo en la eficiencia del tratamiento anaerobio.

Como se puede apreciar en la tabla 3, el aumento de la temperatura con respecto a los diferentes puntos de muestreo evidencia que al interior del filtro se presentan reacciones químicas de transformación de materia orgánica compleja, que se relacionan directamente con los aumentos de temperatura a lo largo del filtro.

5.5 Demanda Bioquímica (DBO) y Química (DQO) de Oxígeno

Las concentraciones promedio de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en comparación con la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) presentaron valores notablemente mayores. Las concentraciones a la entrada de DQO variaron entre 3447,4 mg/L hasta 7965,5 mg/L y las concentraciones a la salida de DQO variaron entre 2369,9 mg/L hasta 6646,4 mg/L; para la DBO a la entrada entre 2142 mg/L y 2907 mg/L y a la salida entre 1241 mg/L y 1938 mg/L.

Los valores extremos de DQO coincidieron con los días en que el proceso de extracción del almidón se realizó de modo diferente, es decir, cuando se dejó sedimentar la nueva producción sobre almidón de la lechada anterior. Esto

representa un incremento notable en la carga orgánica aportada al sistema ya que se deja de sedimentar una cantidad de almidón mucho mayor de lo habitual, al igual que se incrementa el paso de mancha del sedimentador al filtro.

Los promedios para DBO son de $2499,00 \pm 213,35$ mg/L para la entrada y de $1598,00 \pm 256,65$ mg/L para la salida. En DQO se tienen valores de $5010,39 \pm 927,86$ para la entrada y de $3502,91 \pm 879,70$ para la salida. Los valores se fijaron con intervalos de confianza.

De la serie de datos es posible analizar la relación de DBO/DQO como parámetro de escogencia del tipo de tratamiento. En la tabla 6 se consignan los cálculos para esta relación. Los datos faltantes se estimaron por medio de una correlación. Las ecuaciones empleadas son:

DBO entrada

$$Y = 46.107 * X^2 - 451.17 * X + 3311,7 \quad (13)$$

$$R^2 = 0,663$$

DBO salida

$$Y = 85 * X^2 - 851,7 * X + 3306,5 \quad (14)$$

$$R^2 = 0,9989$$

DQO salida

$$Y = 149,74 * X^2 - 1734,1 * X + 7564,3 \quad (15)$$

$$R^2 = 0,7096$$

Donde

Y = Dato faltante

X = Intervalo de tiempo para el dato

Tabla 6. Relaciones DBO/DQO del agua residual en estudio.

Fecha	Muestreo	DBO entrada	DQO entrada	DBO/DQO
		mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	
15/04/2005	1	2754,0	7965,5	0,35
22/04/2005	2	2907,0	4817,6	0,60
28/04/2005	3	2244,0	4730,9	0,47
03/05/2005	4	2244,7 •	3855,2	0,58
05/05/2005	5	2142,0	5483,8	0,39
12/05/2005	6	2264,5 •	4176,3	0,54
14/05/2005	7	2448,0	3447,4	0,71
17/05/2005	8	2653,2 •	4209,9	0,63
19/05/2005	9	2985,8 •	6406,9	0,47
Promedio				0,53
Desviación estándar				0,12
Intervalo confianza				0,08
Fecha	Muestreo	DBO Salida	DQO Salida	DBO/DQO
		mg O ₂ /L	mg O ₂ /L	
15/04/2005	1	1938,0	6646,4	0,29
22/04/2005	2	1943,1 •	4695,1 •	0,41
28/04/2005	3	1275,0	2718,5	0,47
03/05/2005	4	1259,7 •	2369,9	0,53
05/05/2005	5	1241,0	2632,5	0,47
12/05/2005	6	1256,3 •	3195,8	0,39
14/05/2005	7	1938,0	3593,4	0,54
17/05/2005	8	1932,9 •	3576,9	0,54
19/05/2005	9	2526,2 •	3289,9	0,77
Promedio				0,49
Desviación estándar				0,13
Intervalo confianza				0,09

- Indica dato calculado por correlación.

De acuerdo con la relación calculada, el valor promedio de esta relación esta en $0,53 \pm 0,08$ para los valores de entrada, estimado como intervalo de confianza. Para el efluente del filtro anaerobio los promedios de esta relación se encuentran en $0,49 \pm 0,09$, expresado como intervalo de confianza.

Las concentraciones promedio de la demanda química de oxígeno (DQO) en comparación con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) presentaron valores notablemente mayores, cuyas relaciones DBO/DQO estuvieron cerca de lo que indicaría una alta presencia de compuestos inorgánicos en el sistema.

Pero dadas las características del agua residual, el aporte por materia inorgánica se debe encontrar en una muy baja cantidad; aunque se debe tener en cuenta que el almidón aporta al sistema materia orgánica compleja no hidrolizada, y que difícilmente se determina en la DBO por ser un compuesto cuya degradación por parte de las bacterias se realiza de manera lenta, pero sí es cuantificado por la DQO en la oxidación realizada por el dicromato de potasio (Noyola, 1997).

En cuanto al comportamiento de las remociones de DQO y DBO en el filtro se observó que se redujeron con respecto a los valores obtenidos durante el inicio del estudio, por lo cual se pudo asumir que dependiendo del manejo y operación del filtro se puede estabilizar el proceso para crear mejores condiciones para que se favorezca la fase metanogénica.

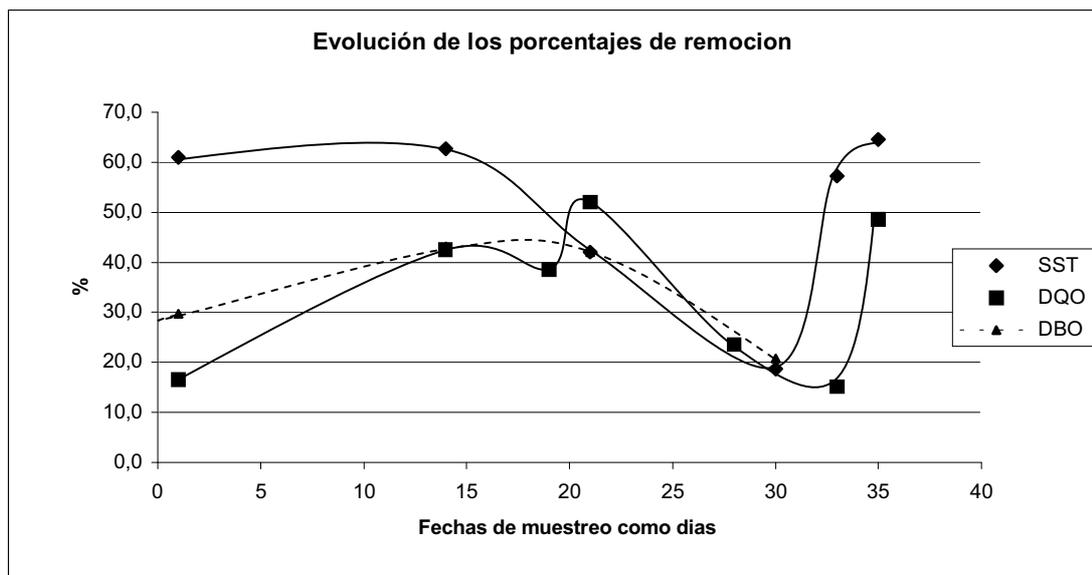


Figura 8. Porcentajes de remoción en los días de muestreo.

Los porcentajes de remoción obtenidos mostraron un descenso en los muestreos de los días 14/05/2005 (punto 30) y 17/05/2005 (punto 33). Esto se debe a que en estos días se presentó clima lluvioso, por lo tanto las labores en torno a la producción en la rallandería cambian, y en algunos casos se para el rallado. Esto afecta la operación del sistema ya que no llega al filtro agua residual, además la capa sobrenadante de mancha sobre la superficie del filtro toma gran espesor y el proceso de fermentación del almidón en este caso se acelera debido a al tiempo que permanece este en el interior del filtro, por consiguiente se disminuye la eficiencia y se aumenta la acidificación en el interior del filtro. Se observa una baja remoción en cuanto a DQO y DBO, con valores promedio de 33,83 y 33,93 respectivamente.

En cuanto al comportamiento de las remociones de DQO y DBO en el filtro se observó que se redujeron, a razón de las continuas interrupciones en el flujo de agua residual al sistema. Se tienen razones para interpretar que ocurren sobrecargas en el sistema que impiden que se alcance una fase estable del proceso, además del estado de deterioro de la planta y otras razones como la variación de los ácidos grasos volátiles y el descenso del pH el cual produce la acidificación del reactor, los cuales impiden un adecuado rendimiento de la labor bacteriana.

Las remociones pueden registrar una disminución progresiva en su eficacia para remover la materia orgánica. En los que no se realiza rallado, no hay flujo de agua residual hacia el filtro, permitiendo esto la acumulación de cierta cantidad de sustrato sólido, el cual empieza a ser hidrolizado. Cabe resaltar que la presencia de bacterias metanogénicas no es tan significativa como para que puedan eliminar los productos solubilizados intermedios que por tanto, aparecerán en el efluente,

de acuerdo con lo reportado en la bibliografía (Noyola, 1997). Esta tendencia se asemeja a la remoción de DQO y DBO que se encontró durante el desarrollo de la investigación; además de concordar con el nivel registrado de AGV que actúa como inhibidor del proceso y con los efectos que se pueden atribuir a las interrupciones en el flujo de agua al sistema y las sobrecargas puntuales.

La remoción de sólidos tiene un valor promedio de 51,06 el cual no es el óptimo, ya que como se observa, en el filtro se produce una capa extensa de mancha y almidón en la superficie, y en las muestras recolectadas de las cámaras 1 – 2 y 3 – 4 se observó una turbiedad alta y una cantidad apreciable de sólidos con respecto a estos puntos. En el filtro se presenta una gran tendencia a la acumulación de material denso (mancha y almidón), como se pudo observar en las muestras extraídas del interior de las cámaras.

5.6 Composición del biogás generado en el filtro

Partiendo de los resultados experimentales obtenidos, se optó por evaluar la composición del biogás únicamente en la cámara 5.

De los valores de pH en las diferentes cámaras, se encontró que en la número 5 no se presentaba gran variabilidad y un valor más elevado (5,27 unidades de pH), además de no presentarse la capa sobrenadante de almidón no hidrolizado y mancha que interfiere en la toma de la muestra en las demás cámaras. Se presenta al mismo tiempo el promedio de AGV más bajo. El posible aprovechamiento del biogás se considera más viable en esta cámara por estas condiciones.

En la tabla 5 se resumen los valores porcentuales del biogás, de la muestra recolectada con 2 dispositivos (tipo campana con almacenamiento en bolsa y

cilindro metálico) (fotografía No. 12, figuras 3 y 4). La muestra presentó en su composición un valor porcentual promedio de 51,50 % de CO₂ y 48,50 % de CH₄, no presentó ningún valor de oxígeno y los otros gases se tomaron como trazas con lo referente al método utilizado.

La no presencia de oxígeno en los análisis se atribuye a la composición esperada (el oxígeno es considerado como elemento traza al aplicar la ley de Amagat); y a la sensibilidad del equipo utilizado.

Se realizó una prueba cualitativa de combustión del biogás sometiendo la muestra sobrante a combustión directa por llama, originándose una llama azulada por unos segundos. Esto confirma la presencia de metano en la muestra bajo análisis.

Es de anotar que aunque los porcentajes puedan parecer altos, la presencia de CO₂ en un valor tan elevado en la muestra reduce las posibilidades de uso de este biogás como combustible. También es de considerar los pocos volúmenes de producción que se tienen.

5.7. Potencial de metanización

El potencial de metano de un agua residual se relaciona directamente con la concentración de compuestos orgánicos dentro de ésta, medidos como DQO. Un valor de DQO puede ser base de estimación para la producción de metano, y un punto de comparación para detectar toxicidad dentro del proceso.

El potencial máximo de metano para un agua residual no puede alcanzarse en un proceso de tratamiento por razones tales como la toxicidad o la naturaleza compleja del sustrato. Para estimar el potencial de metanización (cantidad de metano por unidad de tiempo esperado) de un agua residual es posible recurrir a

análisis tales como el de potencial bioquímico de metano; aunque los valores típicos para agua residual oscilan entre 0,10 y 0,35 m³ CH₄/kg DQO. Dada la naturaleza compleja del agua en estudio, se realizó la estimación con el valor de 0,10 (Droste, 1997).

La tasa de producción de metano está relacionada con el flujo y con la remoción de materia orgánica, según la ecuación 16, adaptada de Droste (1997)

$$Q_m = Q * E * M * S_o \quad (16)$$

Donde:

Q_m = Volumen a estimar de metano por unidad de tiempo.

Q = Caudal de entrada o tasa de flujo. m³/h

S_o = Carga orgánica de entrada. kg DQO/ m³

E = Factor de eficiencia de remoción. Adimensional entre 0 y 1.

M = Cantidad de metano por unidad de tiempo esperada. m³ CH₄/kg DQO

Las condiciones ambientales en un proceso de tratamiento y otros factores relacionados con la operación y mantenimiento pueden afectar el rendimiento de metano con respecto a los teóricos que se calculen a partir de estimados. Para el caso en estudio, la magnitud de toxicidad esperada por el nivel de AGV que se pudo determinar en las cámaras es un factor determinante en el momento de identificar inhibidores del proceso anaerobio y de la biometanización de los sustratos en el proceso.

Utilizando la ecuación (16) y considerando que bajo las condiciones actuales del proceso se tiene como promedio de entrada de DQO al filtro un valor de 5,01 kg DQO/m³, el caudal de entrada promedio de 3,64 m³/h y la eficiencia de remoción promedio para DQO de 0,338, la tasa de producción estimada de metano en el filtro sería de 0,98 m³/h.

El estimado corresponde a unas condiciones de operación que permiten alcanzar valores de producción cercanos al potencial máximo para aguas residuales típicas. Es un valor referente que no considera los efectos tóxicos de compuestos presentes en el agua residual, ni las condiciones de complejidad en los sustratos a degradar. Para el caso en estudio, el efecto tóxico mas evidente es el que genera el alto nivel de ácidos grasos volátiles, además de presentarse una relación DBO/DQO en el límite de transición para la aplicación de tratamiento biológico.

5.8. Tiempo de retención hidráulico (TRH)

Los resultados de los aforos del caudal de agua residual que ingresa al filtro anaerobio arrojan valores que se encuentran por debajo de los caudales de diseño para este sistema. Como se aprecia en la tabla 4, el caudal de entrada promedio para los aforos es de 3,64 m³/h, valor inferior a los 6 m³/h con los que se dimensionó el filtro. Esto se traduce en un aumento en el tiempo de retención hidráulico, el cual varía de 12 horas (tiempo de retención de diseño) a 20 horas, valor resultante para este caudal de entrada con el volumen de tratamiento del filtro (72 m³). Entonces, según la bibliografía la fracción de materia orgánica degradada se incrementa al aumentar el TRH, sin embargo la producción volumétrica de metano disminuye, una vez superado el óptimo.

6. CONCLUSIONES

- En el proceso de extracción de almidón de yuca se observa la generación de residuos con una alta carga contaminante medida como DQO (Demanda Química de Oxígeno) y carácter ácido, aumentando la contaminación de las fuentes receptoras. Esto, sumado a la alta densidad de unidades de producción ubicadas en la zona convierten esta problemática en un factor de riesgo para los ecosistemas dependientes de esta microcuenca.
- Con respecto a la aplicación de la tecnología de filtro anaerobio en las rallanderías de Mondomo con medios de soporte (anillos de guadua y lecho mixto compuesto por piedra), se evidencia que el filtro estudiado no se encuentra en las mejores condiciones operacionales, con porcentajes de remoción de 33,83 de DQO, 33,93 de DBO y 51,06 de SST en promedio.
- Debido a las características ácidas del agua residual y a la tendencia de fermentarse rápidamente, es necesario adicionar alcalinidad al sistema. El filtro cuenta con un sistema para ajustar el pH con cal, pero este no está siendo usado adecuadamente por los rallanderos, produciéndose una acidificación en el interior del filtro y creando condiciones desfavorables para la fase metanogénica, ya que como se observa en los datos, el pH está por debajo del rango óptimo que favorece el crecimiento de bacterias anaerobias y especialmente metanogénicas (6.9 – 7.5 unidades), por lo tanto es necesario que se utilice adecuadamente el sistema de aplicación de alcalinizante, que permita flexibilidad para variar las dosificaciones de acuerdo a las condiciones que se estén manejando.
- En relación a las interrupciones continuas en la producción de agua residual, tienen un efecto negativo en el funcionamiento del filtro, pues en cada reinicio

de la alimentación, ocurre un fenómeno similar al de una sobrecarga, lo que dificulta el proceso de adaptación de las bacterias al sustrato, influyendo en la fase metanogénica.

- Debido a la inestabilidad presentada en el comportamiento del pH, AGV y dadas las eficiencias de remoción menores, comparadas con los resultados observados, hay gran interferencia para que se dé la fase metanogénica y se realice una alta producción de metano con una presión adecuada para utilizarse como combustible.
- Con respecto al TRH dispuesto en el diseño del filtro, está muy alto para las condiciones actuales, pues la naturaleza ácida del sustrato hace que este tienda rápidamente a la fermentación y por tanto, cuando se prolonga la permanencia del agua residual en el sistema de tratamiento se favorece la acumulación de AGV y la consecuente acidificación del mismo, lo que muestra una dificultad en mantener la capacidad buffer necesaria para evitar esta situación.
- Los porcentajes de presencia de metano en la muestra de gas recolectada se encuentran por debajo de los valores porcentuales de composición para biogás generado en otros sistemas anaerobios. El valor de CO₂ es índice de los problemas de operación del sistema, ya que este es propio de la fase de arranque de los reactores anaerobios y de los procesos fermentativos.
- La calidad actual del biogás generado no es buena para aprovechamiento, debido a que el sistema tiene problemas de operación por el poco mantenimiento y estado de deterioro en el que se encuentra.

7. RECOMENDACIONES

- Un aspecto crítico que debe controlarse dentro del proceso de extracción del almidón agrio de yuca, es el paso de mancha hacia el Filtro Anaerobio, pues su presencia causa múltiples interferencias, como la formación de una capa flotante que fácilmente se puede romper y aumentar significativamente los niveles de sólidos suspendidos, dificultando la salida del agua residual por su arrastre, esta capa no permite a su vez la salida del biogás, además se incrementa la carga orgánica. Por lo tanto se debe optimizar la separación de la mancha, instalando un mejor sistema antes de la entrada del filtro, ya que esta colmata el interior del mismo disminuyendo la eficiencia.
- Hay que realizar labores de operación y mantenimiento, que incluyan evacuación del lodo y chequeos al estado hidráulico del sistema. Se debe investigar más a fondo la calidad del lodo y la actividad microbiana, enfatizando en las condiciones inhibitorias halladas en el sistema.
- Es recomendable realizar un estudio mas detallado del comportamiento cinético del proceso de la fase metanogénica y producción de metano, desarrollando una relación funcional entre los microorganismos y el grado de eficiencia del sistema que en nuestro caso es un filtro anaerobio.
- Se debe utilizar adecuadamente el sistema dosificador de alcalinizante, realizando una aplicación continua de este. Los resultados de eficiencia se relacionan con la acidificación del sistema, por ende un control estricto del pH mejoraría las condiciones de funcionamiento.
- Se debe realizar mantenimiento continuo al filtro, buscando un adecuado funcionamiento hidráulico. El estado actual de los baffles y del lecho en general

impiden que en el sistema se presente el flujo que se esperaba al momento de diseñarlo. El deterioro es evidente, tal y como se muestra en los anexos fotográficos.

- Con base en los estudios que se puedan realizar en la rallandería, es necesario abordar el problema desde los diferentes puntos de vista que involucre. Aunque los requerimientos técnicos y las exigencias ambientales tengan una ponderación superior a los aspectos socioeconómicos, las soluciones deben estar diseñadas dentro de las posibilidades de los rallanderos, afectando minimamente sus márgenes de productividad y de ganancias.
- Los métodos de análisis, ácidos grasos y metano, desarrollados para este estudio arrojan resultados aceptables para la evaluación de los parámetros de operación del sistema en evaluación. Una adecuada estandarización de estos mejoraría la sensibilidad del método.

BIBLIOGRAFIA

- AHRING, B.K. (1995). Methanogenesis in thermophilic biogas reactors. Consultado en CAMPOS, E (2002), *Ibíd.*
- ALTAMIRANO, C.P., OVIEDO, A. Biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales provenientes del proceso de extracción de almidón de yuca. Universidad del Valle – Facultad de Ingeniería, Cali, Colombia. 1995.
- ANNACHHATRE, Ajit. UASB Treatment of Tapioca Starch Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 126, No 12, Diciembre. 2000.
- ANGELIDAKI, I., Ellegaard, L., Ahring, B.K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and Bioengineering*. Vol, 42, pag 159-166.
- APHA (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater. American public health association. 20^o edition. 1998
- CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaeróbica. *Laboratori d'Enginyeria Ambiental, Universitat de Lleida Catalunya España*. Disponible en www.udl.es/usuarios/r5213847/.
- CAMPOS, José Roberto (1990). Proyecto de operación de filtros anaerobios para tratamiento de efluentes líquidos industriales. Brasil
- CECORA. (1998). Diagnostico socioeconómico del Cauca. Santa Fé de Bogota. Colombia. 150 p.
- CLARK, R.H., Speece, R.E. (1989). The pH tolerance of anaerobic digestion. *Advanced water pollution research. Int. Conf. 5th*, pag. 27/1-27/14. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. *ob.cit.*
- CHAUX, C; VERGARA, U. (2005). Optimización de la sedimentación del subproducto mancha. Trabajo de grado en evaluación. Universidad del Cauca.
- DROSTE, R. (1997). *Theory and Practice of water and wastewater treatment*. Editorial Wiley.

- FANNIN, K.F. (1987). "Start-up, operation, stability, and control", en Anaerobic digestion of biomass. Editado por Chynoweth, D. Y y Isaacson, R. Elsevier applied science LTD. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- HERNANDEZ, Muñoz Aurelio. Depuración de Aguas residuales. Ed. Paraninfo S.A. 4 edición. Madrid, España.
- HILL D.T., Holmberg, R.D. (1988). Long chain volatile fatty acid relationship in anaerobic digestion of swine waste. Biological wastes. Vol. 23, pag. 195-214. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- HILL, D.T., Cobb, S.A., Bolte, J.P. (1987). Using Volatile fatty acid relationships to predict anaerobic digester failure. Transactions of the ASAE. Vol. 30 (2), pag. 96-501. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- H.N.P.Mai, H.T.Duong, N.T.Viet. (2003). Sustainable treatment of tapioca processing wastewater in South Vietnam. Dept. of Environmental Technology and Biotechnology Van Lang University, Vietnam. WWTM Newsletter. Asian Institute of Technology Vol: 7 August 2003
- HWU, C.-S., Donlon, B., Lettinga, G.(1997) Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. Enzyme and Microbial Technology. Vol. 21, pag. 297-301. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- IDEAM. (Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales). 2000. Protocolos para análisis de agua: Toma y preservación de muestras. Santafé de Bogota. Colombia.
- ICA. El Biogás. Colección Cartillas Agropecuarias. Bogotá. 2000
- IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). 1993. Cauca: Características geográficas. Santafé de Bogota. Colombia.

- IZA, J. (1995). Control del proceso anaerobio. I Curs d'enginyeria ambiental. Universitat de Lleida. Lleida, abril de 1995. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- KUGELMAN, I.J., Chin, K.K. (1971). Toxicity synergism and antagonism in anaerobic waste treatment processes. Consultado en CAMPOS, E (2002). Ibíd.
- KWONG, S; FANG, H. Anaerobic degradation of cornstarch in wastewater in two upflow reactors. Journal of environmental engineering, Vol 122, pg 9 – 17. ASCE. January 1996
- LAY, J.J., Li, Y.Y., Noike, T. (1997). Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. Water Research, vol. 31 (10), pag., 1518-1524. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- LETTINGA, G., HULSHOFF, L.C. (1989). Criterios de diseño para sistemas de tratamiento UASB. Ejemplos prácticos a nivel regional y nacional, universidad del Valle, CVC, Universidad Agrícola del Wageningen. Consultado en RODRIGUEZ V. (1991). ob.cit.
- MULYANTO, Adi and Titiresmi (2001). Implementation Of Anaerobic Process On Wastewater From Tapioca Starch Industries. Institute for Environmental Technology, Agency for the Assessment and Application of Technology Building 412, Puspiptek Serpong, Tangerang, Indonesia, 2001
- MUÑOZ Valero, J.A., Ortiz Cañavate, J., Vázquez Minguela, J.(1987).Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. Serie Técnica- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- NOYOLA A. Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Foro Internacional. Comparación de dos tecnologías en Aguas residuales domésticas para municipalidades. Universidad Nacional de Medellín, Colombia: 40 pp (1997).

- PAVLOSTHATIS Y GIRALDO-GOMEZ, Kinetics of anaerobic treatment. Consultado en KWONG, S; FANG, H, ob.cit.
- REVELO, JC (1998). Actas del Seminario anual de Depuración Anaerobia de Aguas Residuales. Universidad de Valladolid. Madrid, España. Consultado en RODRIGUEZ V. (2001). ob.cit.
- RITTMAN, Bruce (2001). Biotecnología del Medio Ambiente. Ed. Mc Graw Hill. 1ed. Bogotá.
- RODRÍGUEZ V Jenny Alexandra et al, (2001). Diseño, Manejo, Operación Y Control De Un Filtro Anaerobio A Escala Piloto Para La Depuración De Las Aguas Residuales Del Proceso De Extracción De Almidón De Yuca De La Región Del Cauca. Definición De Parámetros De Diseño Para Escalamiento. Proyecto De Investigación. Universidad Del Valle, junio de 2001
- SPEECE, R.E. (1987). "Toxicity", en Anaerobic Digestion of biomass. Editado por Chynoweth D. Y y Isaacson, R. Elsevier applied science LTD.
- TORRES, Patricia, et al. (2003). Tratamiento De Aguas Residuales Del Proceso De Extracción De Almidón De Yuca En Filtro Anaerobio: Influencia Del Medio De Soporte. Scientia et Technica Año IX, No 23, Diciembre 2003. UTP.
- UNIVALLE, CRC. Depuración anaerobia a escala piloto de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en la región del departamento del Cauca. 2001
- VAN LIER, J.B. (1995). "Temperature optima of thermophilic methanogenic sludge: implications for reactor start-up and operation", en Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability. Tesis doctoral. Universidad de Wageningen. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.

- VEEKEN, A., Hamelers, B. (1999) Effect of temperature on hydrolysis rates of selectes biowaste components. Bioresource technology. Vol. 29, pag. 249-254. Consultado en CAMPOS, E (2002). El proceso de digestión anaerobia. ob.cit.
- YANK, Lisandro. Determinación de CO₂ en diferentes muestras de gas mediante el uso del aparato Orsat. Grupo de Investigación de Energías Renovables (GIDER). Dpto. de Termodinámica - Facultad de Ingeniería – UNNE. Chaco – Argentina.

ANEXOS

ANEXO 1. REGISTRO DE DATOS

Muestreo 1

Fecha: 14/04/2005

Hora: 8 a.m.

Observaciones: Inicio de rallado 1 a.m, temperatura ambiente 23 ° C.

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
8:40 a.m	20,6	22,2	21,6	21,8	21,8
10:37 a.m	21,5	22,3	22,7	23,8	23,8
12:00	22,2	23,2	23,4	24,8	24,8

PARAMETRO: SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
8:00 a.m	0,976	1,096	2400	0,991	1,029	760
10:00 a.m	0,974	1,063	1780	0,946	0,975	580
12:00 m	0,996	1,056	1200	1,009	1,047	760

Volumen de muestra (mL): 50

PARAMETRO: DBO

Hora	Entrada		Valor DBO	Salida		Valor DBO
	Inicial	Final		Inicial	Final	
8:00 a.m	6	2,6	3468	5,8	4	1836
10:00 a.m	5,9	3,5	2448	6	4,1	1938
12:00	5,6	3,3	2346	5,6	3,6	2040

Dilución: 0,10%

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada		Salida	
	Absorbancia	Valor DQOe	Absorbancia	Valor DQOs
8:00 a.m	0,371	9318,2	0,235	5890,2
10:00 a.m	0,353	8864,5	0,269	6747,2
12:00 m	0,228	5713,8	0,291	7301,7

Muestra compuesta			
Entrada		Salida	
Absorbancia	Valor DQO	Absorbancia	Valor DQO
0,361	9066,1	0,226	5663,4

$$Dilución = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	50,1	3239,8
C 3-4	30,1	1946,1
5		

F = 0,6

N (NaOH) = 0,097

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Muestreo 2

Fecha: 22/04/2005

Hora: 8:14 a.m.

Observaciones: El jueves 21 de Abril se vació el sedimentador de mancha para arreglos del mismo, el filtro no esta en funcionamiento. Temperatura ambiente 23 ° C. Se presenta nubosidad.

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
10:30 a.m	4,73	4,11	5	5,55	5,55
12:00 a.m	5,32	3,88	5,11	5,63	5,63

PARAMETRO: TEMPERATURA

Hora	Entrada	Interior			salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
10:30 a.m	21	24	24	24	24
12:00 a.m	23	26	25	25	25

PARAMETRO; SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
10:00 a.m	0,9291	1,0145	1708			
12:00	0,9159	0,9674	1030			

Muestra compuesta	Inicial	Final	Valor SST
	0,9395	0,995	1110

Volumen de muestra (mL): 50

PARAMETRO DBO

Hora	Entrada		Duplicado	Valor DBO	Valor DBO
	Inicial	Final	Final		duplicado
10:00 a.m	6,4	2,9	3,3	3570	3162
12:00	6,4	3,8	4,2	2652	2244

Dilución: 0,10%

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada Absorb.	Valor DQOe	Dupl. Entrada Absorb.	Valor DQO	Dupl. Entrada Absorb.	Valor DQO
10:00 a.m	0,210	5260	0,205	5134,1	0,204	5108,9
12:00 m	0,285	4629,9	0,174	4352,7	0,167	4176,3

Muestra compuesta	
Absorbancia	Valor DQO
0,193	4831,6
0,20	5008,04
0,194	4856,8

$$Dilución = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	66,5	4300,3
C 3-4		
5		

$$F = 0,6$$

$$N (\text{NaOH}) = 0,097$$

$$\text{mL de muestra centrifugado} = 200$$

$$\text{mL de muestra destilado} = 150$$

Anotaciones: Inicio de rallado a las 7 a.m para producción, se finalizo a las 10:00 a.m. La primera muestra se tomo al estabilizarse el efluente a las 10:00 a.m. Se centrifugaron 260 mL de la muestra para la prueba de AGV ya que esta muestra presencia de material sólido denso.

Muestreo 3

Fecha: 28/04/2005

Hora: 8:00 a.m.

Observaciones: Inicio de rallado 1:00 a.m, temperatura ambiente 24 °C.
Procedencia de la yuca Armenia y Tolima.

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
09:50	5,82	4,51	4,82	5,57	5,75
11:50	6	4,52	4,8	5,11	5,18
2:00 p.m	6,01	4,42	5,15	4,92	4,97

PARAMETRO: TEMPERATURA

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
09:50	22,2	23	23	24,8	25
11:50	22,6	22,8	23,3	24,6	25
2:00 p.m	22,5	23,3	23,9	24,7	24,9

PARAMETRO: SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
10:00 a.m	0,8961	0,9672	1422	0,9429	0,9681	504
12:00	0,9206	1,0185	1958	0,9398	0,9692	588
2:00 p.m	0,9307	0,9778	942	0,9128	0,9387	518

PARAMETRO: DBO

Hora	Entrada		Valor DBO	Salida		Valor DBO
	Inicial	Final		Inicial	Final	
10:00 a.m	5,9	4,5	1428	5,9	6,1	-204
12:00	5,7	2,7	3060	5,9	4,6	1326
2:00 p.m	5,9	5,1	816	6,2	5	1224

Dilución: 0,10%

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada	Valor DQOe	Salida	Valor DQOs
	Absorbancia		Absorbancia	

10:00 a.m	0,076	3765,2	0,046	2255,8
12:00	0,149	7445,2	0,066	3261
2:00 p.m	0,074	3669,4	0,065	3210,6

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada	Valor DQOe	Salida	Valor DQOs
	Absorbancia		Absorbancia	
10:00 a.m	0,134	3344,5	0,078	1932,9
12:00	0,271	6797,6	0,127	3168
2:00 p.m	0,133	3319,3	0,115	2865,6

Muestras compuestas			
Entrada	Valor DQOe	Salida	Valor DQOs
Absorbancia		Absorbancia	
0,182	4554,3	0,094	2336,3
0,198	4957,6		

$$Dilución = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	20	1293,3
C 3-4	33,3	2153,4
C 5		

F = 0,6

N (NaOH) = 0,097

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Anotaciones: La muestra compuesta se toma en intervalos de dos horas.

Se destilo la muestra de la cámara 1 – 2, 3 – 4 el día 29 de Abril.

Incremento considerable en la DQO para la muestra de las 12:00, se observo un cambio en las características del almidón en el momento de la sedimentación, el color del almidón se tornó amarillo.

Muestreo 4

Fecha: 03/05/2005

Hora: 7:45 a.m.

Observaciones: Hora inicio de rallado 4:00 a.m. El día anterior se paro la producción a las 6:00 p.m. La procedencia de la yuca es de Armenia y Pereira. El sedimentador de mancha esta sin tabiques.

El filtro se encuentra obstruido en el tubo de entrada, el cual se destapo a las 8:20 a.m

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
08:45	6,64	5,03	6,35	7,2	7,2
10:00	6,3	5,09	5,9	6,75	6,75
11:00		5,16	5,4	5,95	5,95
12:00		4,91	5,32	5,81	5,81
1:00 p.m.		4,8	5,04	5,46	5,46
2:00 p.m		4,5	4,55	5,2	5,2

PARAMETRO: TEMPERATURA

Hora	Entrada	Interior			salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	5	
08:45	20,1	20,5	22,9	22,3	22,3
10:00	21,3	23,8	23,8	24,6	24,6
11:00		22,5	22,3	25,1	25,1
12:00		23,7	23,9	24,9	24,9
1:00 p.m.		24,1	23,4	26,1	26,1
2:00 p.m		24,3	23,5	26,1	26,1

PARAMETRO: SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
8:30 a.m.	0,9061	0,965	1178	0,9318	1,014	1644
10:00	0,9688	1,02	1024	0,9405	0,944	70
11:00				0,9116	0,931	388
12:00				0,9258	0,943	344
1:00 p.m.				0,9247	0,945	406
2:00 p.m				0,9222	0,943	416

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada Absorb.	Valor DQOe	Dupl. entrada Absorb.	Valor DQO	Salida Absorb.	Valor DQOs
8:30 a.m.	0,156	3899	0,157	3924,2	0,147	3672,2
10:00	0,149	3722,6	0,158	3949,4	0,052	1277,6
11:00	0,155	3873,8	0,17	4251,9	0,067	1655,7
12:00	0,174	4352,7	0,163	4075,4	0,131	3268,9
1:00 p.m.	0,155	3863,8	0,16	3999,8	0,085	2109,4
2:00 p.m	0,124	3092,4	0,13	3243,7	0,09	2235,4

$$Dilución = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	25,7	1661,93
C 3-4	26,3	1700,73
5	16,4	1060,53

$$F = 0,6$$

$$N (\text{NaOH}) = 0,097$$

$$\text{mL de muestra centrifugado} = 200$$

$$\text{mL de muestra destilado} = 150$$

Anotaciones: No se tomaron muestras compuestas, se realizaron muestras puntuales hasta las 2:00 p.m.

No se determino DBO por disponibilidad de material de laboratorio.

Muestreo 5

Fecha: 05/05/2005

Hora: 8:00 a.m.

Observaciones: Inicio de rallado 2:00 a.m, se paro el proceso a las 7:00 a.m, se reinicio el rallado a las 8:00 a.m

No hay registro de pH y temperatura por disponibilidad de equipos.

PARAMETRO: DBO

Hora	Entrada		Valor DBO	Salida		Valor DBO
	Inicial	Final		Inicial	Final	
9:30 a.m	6,5	2,8	3774	6,5	4,3	2244
11:30	6,5	5,5	1020	6,5	5,1	1479
1:30 p.m	7	5,4	1632	6,4	6,4	0

Dilución: 0.2 %

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada Absorb.	Valor DQOe	Dupl. entrada Absorb.	valor DQO
9:30 a.m	0,277	6948,9	0,322	8083,1
11:30	0,172	4302	0,16	3999,8
1:30 p.m	0,239	5991,1	0,257	6444,8

Hora	Salida Absorb.	Valor DQOe	Dupl. salida Absorb.	valor DQO
9:30 a.m	0,099	2462,3	0,095	2361,5
11:30	0,115	2865,5	0,096	2386,7
1:30 p.m	0,12	2991,6	0,123	3067,2

Muestra compuesta

Entrada Absorb.	Valor DQOe	Salida Absorb.	valor DQO
0,182	4554,3	0,096	2386,7
0,191	4781,2	0,102	2537,9

$$\text{Dilución} = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	29,6	1914,13
C 3-4	39,6	2560,8
5	13,6	879,47

F = 0,6

N (NaOH) = 0,097

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Muestreo 6

Fecha: 12/05/2005

Hora: 8:15 a.m.

Observaciones: La producción se detuvo a las 11:00 p.m del día anterior, solo se tomo muestra a las 10 a.m cuando se vaciaron los canales.

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	5	
8:30 a.m		4,37	4,69	4,97	5
9:00 a.m		4,45	4,71	4,92	5
10:00 a.m	4,22	4,87	4,65	4,32	4,95
10:30 a.m		4,46	4,72	4,85	4,93

PARAMETRO: TEMPERATURA

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	5	
8:30 a.m		21,4	21,8	22,4	22,3
9:00 a.m		24	25	25	25
10:00 a.m	23,2	24,3	24,1	26,6	24,7
10:30 a.m		25,2	25,8	27,3	25,7

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada Absorb.	Valor DQOe	Dupl. entrada Absorb.	Valor DQOs
10:00 a.m	0,176	4403,1	0,158	3949,4

Hora	Salida Absorb.	Valor DQOe	Dupl. salida Absorb.	Valor DQOs
8:30 a.m	0,137	3420,1	0,11	2739,6
9:00 a.m	0,133	3319,3	0,138	3445,3
10:00 a.m	0,131	3268,9	0,122	3042
10:30 a.m	0,161	4025	0,133	3319,3

Muestra compuesta

Entrada	Valor DQOe	Salida	Valor DQOs
Absorbancia		Absorbancia	
		0,111	2764,8
		0,105	2613,5

$$\text{Dilución} = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	39,2	2534,9
C 3-4	37	2392,7
5	29,1	1881,8

F = 0,6

N (NaOH) = 0,097

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Muestreo 7

Fecha: 14/05/2005

Hora: 12:40 p.m.

Observaciones: Se detuvo el rallado a las 12:00 m, por problemas en energía eléctrica. Clima lluvioso, temperatura ambiente 20 °C. Hay dilución en el último canal de sedimentación del almidón, ya que en este cae el agua lluvia del techo. Se inicia rallado a la 1 p.m.

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
1:30 p.m	6,04	4,66	4,94	5,45	5,3
2:40 p.m	6,2	4,75	5,18	5,53	5,32
4:00 p.m	6,21				5,28

PARAMETRO: TEMPERATURA

Hora	Entrada	Interior			salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
1:30 p.m	21,5	22,1	22,4	22,9	23,1
2:40 p.m	21,3	21,5	21,7	22,1	22,5
4:00 p.m	21				21,6

PARAMETRO: SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
1:30 p.m	0,9936	0,9971	70	0,9547	0,9857	620
(*)	0,9354	0,9536	364			
2:40 p.m	0,9735	1,0023	576	1,0168	1,0251	166
(*)	0,9975	1,019	430			
4:00 p.m	0,9971	1,0281	620	1,0055	1,0269	428

PARAMETRO: DBO

Hora	Entrada		Valor DBO	Salida		Valor DBO
	Inicial	Final		Inicial	Final	
4.00 p.m	6,5	4,1	2448	6,5	4,6	1938

Dilución: 0,10%

PARÁMETRO: DQO

Hora	Entr. Abs.	Valor DQOe	Dupl. Entr. Absorb	Valor DQOs	Dupl. Entr. Absorb	Valor DQO	Dupl. Entr. Absorb	Valor DQO
1:30 p.m	0,098	2437,1	0,103	2563,1				
(*)	0,098	2437,1	0,085	2109,4				
2:40 p.m	0,14	3495,7	0,136	3394,9	0,155	3873,8		
(*)	0,117	2916						
4:00 p.m	0,177	4428,3	0,177	4428,3	0,187	4680,4	0,184	4604,8

Hora	Salida Absorb.	Valor DQOe	Dupl. Salida Absorb.	Valor DQOs	Dupl. Salida Absorb.	Valor DQO
1:30 p.m	0,141	3520,9	0,154	3848,6		
2:40 p.m	0,137	3420,1	0,138	3445,3	0,141	3520,9
4:00 p.m	0,17	4251,9	0,163	4075,4	0,107	2663,9

$$Dilución = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	21	1358
C 3-4	19,9	1288,9
5	46	2974,7

F = 0,6

N (NaOH) = 0,097

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Muestreo 8

Fecha: 17/05/2005

Hora: 8:00 a.m

Observaciones: Se ralló hasta las 11 p.m del día lunes 16 de Mayo. Se reinicio rallado a la 10:00 a.m del martes 17, se espero a que se estabilizara el proceso para la toma de muestras. Temperatura ambiente 21 °C, nubosidad.

Las muestras en el filtro están diluidas por clima lluvioso. No hay registro de pH y temperatura por disponibilidad de equipos.

PARAMETRO: SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
11:00 a.m	1,0243	1,0574	662	1,0215	1,0403	376
12:00 m	0,9809	1,0473	1328	1,0303	1,0569	532
1:00 p.m	1,0423	1,0869	892	1,0157	1,0318	322

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada Absorb.	Valor DQOe	Dupl. Absorb.	Valor DQOs	Dupl. Entrada Absorb.	Valor DQO
11:00 a.m	0,113	2815,2	0,126	3142,8		
12:00 m	0,186	4655,2	0,184	4604,8	0,286	7175,7
1:00 p.m	0,199	4982,8	0,203	5083,7	0,188	4705,6

Hora	Salida Absorb.	Valor DQOe	Dupl. Salida Absorb.	Valor DQOs	Dupl. Salida Absorb.	Valor DQO
11:00 a.m	0,117	2916	0,191	4781,2		
12:00 m	0,118	2941,2	0,132	3294,1	0,124	3092,4
1:00 p.m	0,195	4882	0,129	3218,5		

Muestra compuesta

Entrada	Valor DQOe	Salida	Valor DQOs
Absorbancia		Absorbancia	
0,159	3974,6	0,137	3420,1
0,157	3924,2	0,146	3647

$$\text{Dilución} = \frac{10}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	22,6	1426,5
C 3-4	25,8	1668,4
5	39,2	2534,9

F = 0,6

N (NaOH) = 0,097

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Muestreo 9

Fecha: 19/05/2005

Hora: 8:00 a.m

Observaciones: La producción se detuvo a las 6:00 a.m del día anterior. A la 1:30 p.m se estabilizo la producción del día. Clima, nublado y lluvioso. Dilución en las muestras por días lluviosos.

PARAMETRO: pH

Hora	Entrada	Interior			Salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	5	
2:40 p.m	6,02	4,51	4,91	5,33	5,52

PARAMETRO: TEMPERATURA

Hora	Entrada	Interior			salida
		C 1 - 2	C 3 - 4	C 5	
2:40 p.m	22,2	23,3	23,3	25,8	26,2

PARAMETRO: SST

Hora	Entrada		Valor SST	Salida		Valor SST
	Inicial	Final		Inicial	Final	
1:45 p.m	0,994	1,124	2600	0,9992	1,0575	1166
2:40 p.m	1,0174	1,1677	2966	0,9842	1,034	996

Duplicado muestra salida

Hora	Entrada		Valor SST
	Inicial	Final	
1:45 p.m	1,0056	1,0546	974

PARAMETRO: DBO

Hora	Entrada		Valor DBO	Salida		Valor DBO
	Inicial	Final		Inicial	Final	
8:00 a.m				7	5,3	1734
1:45 p.m	6,6	5,4	1224			
2:40 p.m	6,6	5,7	918	6	5,4	612

Dilución: 0,10%

PARAMETRO: DQO

Hora	Entrada Absorb.	Valor DQOe	Entrada Absorb.	Valor DQOs	Entrada Absorb.	Valor DQO
1:30 p.m.	0,257	6444,8	0,247	6192,7	0,264	6621,2
2:30 p.m.	0,405	10175,2	0,368	9243,6	0,408	10250,8

$$Dilución = \frac{10}{100}$$

Entrada Absorbancia	Valor DQO
0,254	6369,1

$$Dilución = \frac{5}{100}$$

PARAMETRO: AGV

Cámara	mL NaOH	Valor AGV
C 1-2	27,5	1768,3
C 3-4	35,7	(*)
5	18,6	1202,8

$$F = 0,6$$

$$N (\text{NaOH}) = 0,097$$

mL de muestra centrifugado = 200

mL de muestra destilado = 150

Anotaciones: Se estandarizó otra solución de NaOH para determinar valor de AGV en la cámara 3–4. Los valores que se determinaron para las entradas pueden estar influenciados por que se sedimentó sobre el almidón de la producción anterior. La carga se incrementó considerablemente para DBO, DQO y SST en las últimas lecturas.

ANEXO 2. TABLAS DE EFICIENCIAS DE REMOCIÓN Y ESTADÍSTICAS

Tabla 7. Eficiencias de remoción en el filtro anaerobio.

FECHAS	MUESTREO	EFICIENCIAS %		
		SST	DQO	DBO
15/04/2005	1	60,97	16,56	29,63
28/04/2005	14	62,75	42,54	43,18
03/05/2005	19	*	38,53	*
05/05/2005	21	42,06	51,99	42,06
12/05/2005	28	*	23,48	*
14/05/2005	30	18,65	*	20,83
17/05/2005	33	57,32	15,04	*
19/05/2005	35	64,61	48,65	*
Promedio		51,06	33,83	33,93

* = Eficiencia no calculada a partir de la serie original

Tabla 3. Promedios de los parámetros, desviación estándar y coeficiente de variación.

Parámetros	Unidades	Promedio	Desv. Estándar	Coef. variación	Máximo valor	Mínimo valor	Intervalo de confianza
pH entrada	unidades	5,69	0,79	13,80	6,47	4,22	0,51
pH salida	unidades	5,22	0,54	10,35	6,05	4,46	0,35
pH c1-2	unidades	4,44	0,36	8,02	4,92	3,95	0,24
pH c 3-4	unidades	4,85	0,37	7,70	5,43	4,4	0,35
pH c 5	unidades	5,27	0,53	10,07	6,06	4,46	0,35

Temp. entrada	° C	21,88	0,83	3,79	23,2	20,7	0,54
Temp. Salida	° C	24,40	1,32	5,39	26,2	22,4	0,86
Temp. c 1-2	° C	23,23	0,99	4,25	25	21,8	0,64
Temp. c 3-4	° C	23,35	0,85	3,63	24,5	22,05	0,55
Temp. c 5	° C	24,33	1,29	5,29	25,8	22,5	0,84
SST entrada	mg/L	1408,42	727,92	51,68	2783	497,5	475,57
SST salida	mg/L	570,82	234,99	41,17	985	388,5	153,52
DBO entrada	mg O ₂ /L	2499,00	326,56	13,07	2907	2142	213,35
DBO salida	mg O ₂ /L	1598,00	392,84	24,58	1938	1241	256,65
DQO entrada	mg O ₂ /L	5010,39	1420,22	28,35	7965,5	3447,4	927,86
DQO salida	mg O ₂ /L	3502,91	1346,50	38,44	6646,4	2369,9	879,70
AGV c 1-2	mg acético/L	2167,43	1016,87	46,92	4300	1293,3	664,35
AGV c 3-4	mg acético/L	1958,49	445,55	22,75	2560,8	1286,9	291,09
AGV c 5	mg acético/L	1755,70	856,24	48,77	2974,7	879,5	559,40

ANEXO 3. MANUAL DE OPERACIÓN ANALIZADOR DE GASES TIPO ORSAT

El analizador de gases tipo Orsat es usado para determinar la composición de una muestra de gases. Durante un análisis una muestra es pasada a través de líquidos absorbentes que remueven componentes específicos.

El volumen del gas es medido antes y después de la absorción. La disminución en el volumen del gas representa la cantidad del componente que estuvo presente. Los volúmenes del gas son medidos a temperatura y a presión constante.

FUNCIONAMIENTO DEL ANALIZADOR DE GASES TIPO ORSAT.

El aparato que fue construido a nivel de laboratorio consiste en una bureta graduada de veinticinco mililitros, con escala de cero a 25, para medir el volumen de la muestra de gas antes y después de las absorciones. La bureta esta conectada por su parte inferior por medio de un tubo de plástico a un frasco nivelador, y en su parte superior a tres (3) recipientes de quimisorción que contienen sustancias apropiadas para absorber los tres gases objeto de la medición. Estos 3 recipientes contienen los reactivos para absorber sucesivamente CO_2 , O_2 y el CO . Cada uno de los tres recipientes tiene una válvula que permite el paso y la salida del gas que es objeto de análisis.

Todos estos elementos están fijados a un marco rectangular que permite que permanezcan verticales y facilita su transporte.



Fotografía 2. Analizador de gases tipo Orsat

Procedimiento para utilizar el analizador de gases:

- A. Se debe cubrir las conexiones con algún material apropiado (por ejemplo grasa especial, silicona o soldadura) para sellar las posibles fugas. Para verificar pérdidas en los cierres, se llenan los recipientes y el frasco de nivel con agua, se absorbe 25 cm^3 de aire y se cierran las llaves. Se eleva el frasco de nivel por encima del marco del aparato verificándose que el líquido dentro de la bureta no ascendió, de esta manera se observa que no existan pérdidas.
- B. Para gases a temperaturas distintas a la atmosférica se rodea la bureta medidora con una camisa de agua que asegura temperatura constante durante el ensayo.
- C. El frasco de nivel se llena con 250 mL de líquido de desplazamiento (solución de Na_2SO_4 acidulada con H_2SO_4) porque el agua pura absorbe hasta su volumen de CO_2 , provocando un error en la medición.

- D. El reactivo para absorber el CO₂ es hidróxido de potasio KOH en una solución de 500 g llevando a 1 L con agua destilada. Esta solución absorbe hasta 20 veces su volumen de CO₂, por lo tanto sirve para hacer varias mediciones. Se debe tener precaución en el manejo del KOH debido a que es corrosivo para la piel y la ropa.
- E. En el segundo recipiente se coloca una mezcla de dos soluciones, (30 gramos de ácido pirogálico en 100 mL de agua y 500 mL de solución de KOH en la misma proporción que la preparada para el reactivo de CO₂. Éste reactivo absorbe el O₂ (oxígeno) presente en la mezcla de gases.
- F. Un tercer recipiente es llenado con una solución de cloruro cuproso. Se prepara con 250 gramos de cloruro de amonio en 750 mL de agua destilada, agregándole 250 gramos de cloruro cuproso.
- G. Se eleva el frasco de nivel para descargar la mayor parte del aire del sistema. A continuación, se llena la bureta medidora con la muestra del gas a analizar, hasta que un exceso de aire burbujee en el frasco de nivel, para que el agua acidulada se sature con el gas a analizar. Completada así la bureta medidora con gases, se nivela la bureta con agua hasta llegar a cero, expulsándose el exceso de gases, colocando los niveles en la bureta y el frasco a nivel cero. En este punto el gas se encuentra a presión atmosférica.
- H. Se cierra la llave de alimentación del gas, y se abre la llave de la bureta de quimisorción de CO₂. Se levanta el frasco de nivel, dejando ingresar el líquido de desplazamiento a la bureta medidora, desalojando el gas y enviándolo al recipiente de quimisorción. El nivel de agua acidulada llegó al nivel 0. Se tiene entonces, toda la muestra de gases dentro de la bureta de quimisorción. Para producir una buena absorción, es necesario subir y bajar varias veces el frasco de nivel. Finalmente se baja el frasco de nivel trayendo nuevamente la muestra a la bureta medidora, al mismo tiempo que asciende el nivel de líquido reactivo hasta alcanzar su nivel inicial.

- I. En ese momento se cierra nuevamente la llave que conecta el recipiente. Se eleva el frasco de nivel hasta igualar los niveles en el interior de la bureta medidora y el frasco de nivel. De esta manera el gas queda a presión atmosférica (ni comprimido ni expandido). En este momento se lee el nuevo volumen en la bureta el cual va a ser el volumen de CO₂ que se va a determinar por medio de la ley de Amagat.
- J. De igual manera se repite el procedimiento del literal G y H para el cálculo del O₂ y los demás gases a analizar.

PRECAUCIONES EN EL USO DEL ORSAT.

El analizador de gases tipo Orsat no es un instrumento de precisión. En efecto, hay que tomar muchas precauciones para obtener resultados satisfactorios para fines de ingeniería.

Un posible error en el análisis, es aquel que ocurre debido a las fugas en las líneas de transferencia y en el aparato mismo ya que este fue construido a nivel experimental en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad del Cauca, Facultad de Ingeniería Civil. Para minimizar las fugas en las uniones deben cubrirse con algún material adecuado para este caso como una ligera capa de grasa especial, silicona o soldadura epóxica. Estas conexiones deben examinarse frecuentemente para comprobar si tienen un buen ajuste y no presentan escapes.

El analizador de gases puede probarse admitiendo y midiendo cierta cantidad de aire. Se eleva el frasco de nivel para someter el aire a presión y se le mantiene en esta posición elevada durante unos 10 minutos o más, se vuelve a medir la cantidad de aire en la bureta, comparándola con la medición original de admisión;

si ha habido una disminución se debe a que hay una fuga y habrá que investigar sus orígenes.

Este método no pone en evidencia las fugas que se producen en el lado de los reactivos de las llaves de los recipientes, normalmente hay un pequeño grado de vacío en los recipientes de quimisorción.

También hay que tener especial cuidado con los reactivos por cuanto su capacidad de absorción disminuye con el tiempo.

CÁLCULOS FUNDAMENTADOS EN LA LEY DE AMAGAT.

Los componentes son removidos por absorción directa en el siguiente orden: dióxido de carbono, oxígeno y CO. Lo que resta en la muestra es hidrogeno e hidrocarburos saturados. El cálculo del porcentaje absorbido se determina por la ley de Amagat, siendo explicado en el numeral 3.4.6, composición de biogás, CH₄ y CO₂.

La base para la preparación de reactivos específicos para este análisis se encuentra en el Standard Methods For Water and Wastewater Analysis (APHA, 1998).

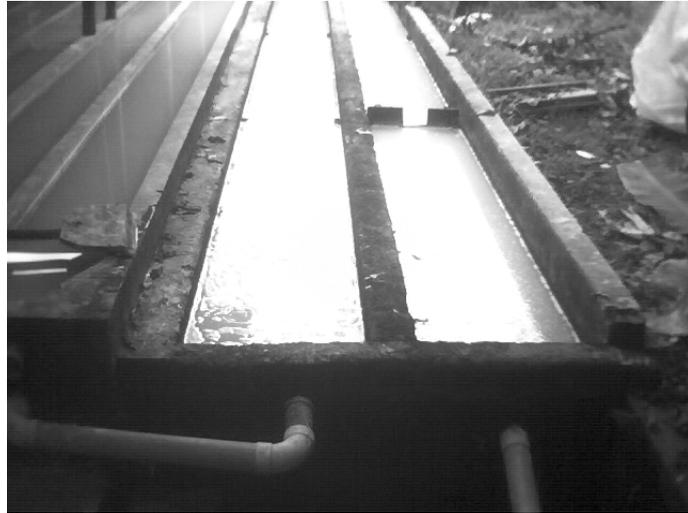
ANEXO 4. REGISTRO FOTOGRAFICO



Fotografía 3. Rallandería Santa Bárbara, corregimiento de Mondomo



Fotografía 4. Detalle del filtro anaerobio



Fotografía 5. Detalle de los canales de sedimentación de mancha



Fotografía 6. Detalle del tanque dosificador de alcalinizante



Fotografía 7. Detalle de la mezcla con el alcalinizante



Fotografía 8. Detalle de las cámaras laterales para salida de lodo



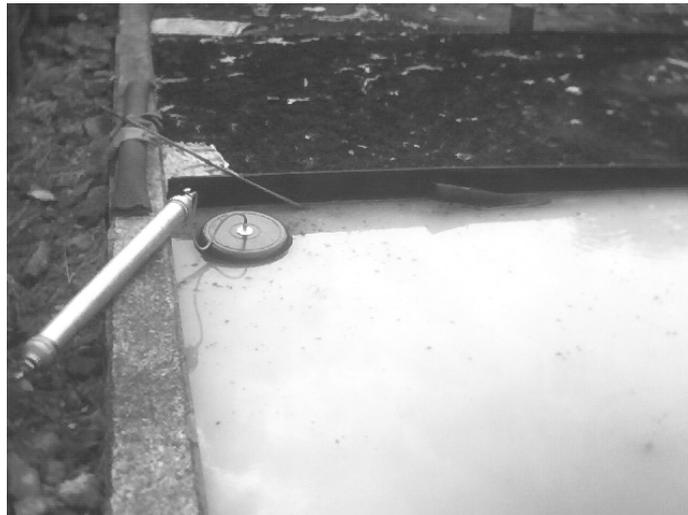
Fotografía 9. Detalle de la estructura de salida del filtro.



Fotografía 10. Detalle de la cámara de recolección del efluente final



Fotografía 11. Detalle de la acumulación de mancha y material denso en las cámaras 1-2.



Fotografía 12. Recolección del biogás con campana y cilindro