

**BIODEGRADACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE
RALLANDERIA DE YUCA EN EL CORREGIMIENTO DE MONDOMO – CAUCA**

JENNIT ANDREA GUEVARA VILLARREAL

DANIEL OVIDIO MONCAYO LASSO

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

POPAYÁN

2009

**BIODEGRADACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE
RALLANDERIA DE YUCA EN EL CORREGIMIENTO DE MONDOMO – CAUCA**

JENNIT ANDREA GUEVARA VILLARREAL

DANIEL OVIDIO MONCAYO LASSO

**Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de
Biólogo**

DIRECTOR:

MSc. Gerardo Ignacio Naundorf Sanz

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

POPAYÁN

2009

NOTA DE ACEPTACIÓN

**MSc. GERARDO NAUNDORF S.
DIRECTOR**

**BIÓLOGA CLARA GIRALDO
JURADO**

**MSc. GERARDO A. TORRES
JURADO**

Popayán, febrero 5 de 2009

A mis amados padres Ángel y Martha quienes con su amor y dedicación han forjado en mi un carácter para enfrentar la vida.

Mami, a pesar que ya no estas aquí con nosotros, siempre sentí tu calor.

A mis hermanas Adriana, Sofía y Martha, quienes creyeron en mi y apoyaron cuando lo necesite.

Andrea Guevara.

A las personas que siempre estuvieron a mi lado brindándome su apoyo incondicional, mis queridos padres Nancy y Bernardo,

A mis hermanos Karina, Hevert y Alejandro, quienes me dieron animo para seguir adelante cuando lo necesitaba.

Daniel Moncayo.

AGRADECIMIENTOS

Damos gracias a Dios, por permitir que existan personas bien cerca de nosotros que en la mayoría de las ocasiones nos brindan su amistad y su cooperación justo en el momento cuando lo necesitamos y en esta ocasión deseamos expresar nuestra gratitud a todas estas personas.

A nuestros padres, hermanos y amigos por sus diversas formas de apoyo.

A la profesora Neyla Benitez por darnos una luz de esperanza en el momento que lo necesitábamos.

Al profesor Gerardo Naundorf, que sin conocernos acepto el compromiso de guiarnos y compartirnos sus conocimientos.

A Alejandro Moncayo y Sary Perea, porque hicieron posible el desarrollo de este proyecto.

A John, Darwin, Betty y Don Ricardo, por su paciencia, amabilidad y colaboración.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	12
1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN DE PROYECTO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GENERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 HIPÓTESIS	17
4 MARCO TEÓRICO	18
4.1 PROCESO DE EXTRACCIÓN DE ALMIDÓN AGRIO DE YUCA	18
4.1.1 Lavado y pelado	18
4.1.2 Rallado	18
4.1.3 Colado	18
4.1.4 Sedimentado	18
4.1.5 Fermentado	19
4.1.6 Secado	19
4.2 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	20
4.2.1 Tratamiento anaeróbico	22
4.2.1.1 Ventajas	23
4.2.1.2 Desventajas	24
4.2.2 Tratamiento aeróbico	24
4.2.2.1. Ventajas	25
4.2.2.2. Desventajas	25
4.3 ENSAYOS DE BIODEGRADACIÓN	26
5 DESARROLLO EXPERIMENTAL	33
5.1 AREA DE ESTUDIO	33
5.2 EXPERIMENTOS DE BIODEGRADABILIDAD	33
5.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	39
5.4 PRÁCTICA DE MICROBIOLOGÍA	40
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
7. CONCLUSIONES	51
8. RECOMENDACIONES	53
BIBLIOGRAFÍA	54

FIGURAS

pág.

Figura 1. Diagrama simplificado del proceso de extracción del almidón agrio de yuca. Fuente: Alarcón y Dufour, 1998.....	19
Figura 2. Representación esquemática de un proceso de biodegradación. COD: Carbono orgánico disuelto; tl: Tiempo de latencia; t1/2: Tiempo de vida media. ...	31
Figura 3. Montaje a escala de laboratorio del ensayo de biodegradación aeróbica.	36
Figura 4. Equipo TOC Shimadzu 5050 con automuestreador ASI 5000.	37
Figura 5. Curva de calibración para la medición de muestras con inóculo de estiércol de cerdo.....	38
Figura 6. Curva de calibración para la medición de muestras con inóculo de Lodo activado.	38
Figura 7. Trabajo de laboratorio.	39
Figura 8. Biodegradación vs. Tiempo. Cinética de degradación del ftalato ácido de potasio en presencia del inóculo estiércol de cerdo y del inóculo lodo activado.	42
Figura 9. Comportamiento del reactor Control Abiótico que contiene agua residual esterilizada (reactores no inoculados).	43
Figura 10. Contaminación microbiológica en los controles abióticos. Presencia de colonias en el control abiótico en el agar cuenta placas (Izquierda) y en el agar eosina azul de metileno.	44
Figura 11. Aporte en concentración de COD en ppm por los inóculos estiércol de cerdo y del lodo activado en el reactor blanco.	45
Figura 12. Determinación de la biodegradabilidad según norma OECD 302 B (Zahn-Wellens). Cinética de degradación del agua residual de rallandería de yuca en presencia del inóculo.	46

CUADROS Y TABLAS

pág.

Cuadro 1. Reactores de biodegradación aerobia en la prueba Zahn Wellens a las cuales se determinará el COD.	36
Cuadro 2. Datos medios obtenidos para el porcentaje de biodegradación vs tiempo en horas. (*) Reactores no inoculados.	41
Cuadro 3. Datos medios de COD en ppm vs. Tiempo en horas de los reactores Blanco y Biorreactor.	45
Cuadro 4. Rendimiento de remoción de materia orgánica expresado en DQO y porcentaje de Biodegradación al inicio y al final de los ensayos. (*) Corresponde al valor de biodegradación alcanzado a las tres horas de iniciar los ensayos.	47
Cuadro 5. Composiciones químicas y nutrientes digestibles de la batata, yuca, sorgo y maíz. Fuente: Bondades del Uso de las Raíces y Tubérculos como Fuentes de Energía en la Alimentación de Cerdos. Acurero (1991), NRC (1998).	47
Tabla 1. Pruebas de Biodegradabilidad Normalizadas o en Curso de Normalización por parte de la OCDE y su Correspondencia con Pruebas ISO, US-EPA Y ECB. Fuente: Vázquez y Beltrán, 2004.	29

RESUMEN

Para resolver los problemas de contaminación en fuentes de agua natural por parte de las aguas residuales provenientes de la extracción de almidón agrio de yuca, se pueden formular medidas biocorrectivas o los sistemas de biorremediación que consisten principalmente en el uso de los microorganismos naturales (levaduras, hongos o bacterias) existentes en el medio para descomponer o degradar sustancias peligrosas en sustancias de carácter menos tóxico o bien inocuas para el medio ambiente y la salud humana.

Los carbohidratos son la materia orgánica natural predominante en las aguas residuales de la extracción de almidón agrio de yuca. Este trabajo evaluó la factibilidad de la degradación de los carbohidratos mediante procesos de biorremediación, los cuales pueden considerarse como una alternativa o complemento a los procesos convencionales de remoción de materia orgánica en aguas.

La eficiencia de remoción de contaminantes en biorreactores se evaluó usando estiércol de cerdo y lodo activado como inóculos. Se estimó el porcentaje de biodegradabilidad de la sustancia problema (agua residual de la extracción de almidón agrio de yuca) utilizando la Prueba de Zahn-Wellens (302 – B) (OCDE).

Se encontró que la eficiencia máxima del biorreactor inoculado con lodo activado, fue del 99,63% de biodegradación mientras que el biorreactor inoculado con estiércol de cerdo fue de 83,54 % alcanzando superar el nivel mínimo de biodegradación en pruebas de pérdida de Carbono Orgánico Disuelto (COD).

INTRODUCCIÓN

En el proceso de elaboración de almidón agrio de yuca se obtienen subproductos como el “afrecho”, empleado en la industria de concentrados como fuente de energía y fibra; la “mancha”, utilizada por las familias campesinas en la alimentación de cerdos como fuente de energía, y la “cascarilla”, utilizada en la producción de abonos orgánicos. En el proceso de extracción de almidón agrio de yuca, en la etapa de sedimentación, se hace la separación del almidón del agua residual a la que se le recupera parte de la mancha eliminándose sin previo tratamiento a los ríos. Por cada tonelada de yuca procesada se utilizan alrededor de 25 metros cúbicos de agua para el lavado de la yuca pelada. Esta agua contiene una gran cantidad de materiales inertes, que sumada al agua residual que proviene del drenaje del tanque de sedimentación de almidón, genera una contaminación con altas cargas de materia orgánica (CRC, 2005).

Para el tratamiento de las aguas residuales del procesamiento de yuca, se han llevado a cabo estudios, tales como: Biodegradabilidad Anaerobia del Material Soluble de Aguas Residuales Provenientes del Proceso de Extracción de Almidón de Yuca; Evaluación de Inóculos para Tratamiento Anaeróbico del Efluente del Sedimentador de Almidón de Yuca; Desempeño de un Filtro Anaerobio de Flujo Horizontal con Guadua Como Medio de Soporte en la Depuración de los Efluentes

Provenientes del Proceso de Extracción de Almidón de Yuca; y Evaluación de la Factibilidad de Tratamiento Químico al Agua Residual Proveniente de las Rallanderías de Yuca en la Población de Mondomo; que señalan la posibilidad de depurar aguas residuales cuando se utilizan sistemas de digestión anaeróbica. Se cree que este tipo de estudios no han sido empleados por parte de los rallanderos por su falta de eficiencia, riesgos de salud por producción de gases tóxicos y de olor desagradable como sulfuro de hidrógeno (H_2S); y por elevados costos como son los tratamientos con productos químicos. Esto conllevó a la búsqueda de nuevas alternativas, basados en procesos aeróbicos.

Este trabajo presenta la respuesta de un proceso de biodegradación aerobia de la materia orgánica por acción de microorganismos, la cual se puede utilizar como un método de depuración de aguas residuales de rallandería, como una alternativa eficiente y económica para solucionar los problemas de contaminación de esta agroindustria.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA Y JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

Debido al crecimiento agroindustrial en la zona norte del departamento del Cauca, se han venido desarrollando actividades que contribuyen con la problemática ambiental como es el caso de las rallanderías de yuca donde se generan aguas residuales con una elevada carga de materia orgánica que afecta los componentes del medio natural. En el Municipio de Santander de Quilichao se concentran la mayoría de las rallanderías (62 rallanderías), siendo esta zona la que recibe el mayor impacto de contaminación hídrica por este tipo de efluentes. Entre otras, se encuentran afectadas las quebradas La Chapa, La Agustina, Quimbas o la Cascada, Tiembra, Mastizal y Mondomo pertenecientes a las subcuencas de los ríos Quinamayó y Ovejas (Caicedo y Gómez, 2004).

Este tipo de contaminación debe ser tratado para minimizar el impacto ambiental y de esta manera contribuir a la protección y recuperación de las fuentes abastecedoras de agua. El presente trabajo demuestra el potencial biodegradativo aerobio que poseen este tipo de aguas utilizando como inóculos estiércol de cerdo y lodo activado de una planta de tratamiento de aguas residuales de tipo aeróbica. Dichos inóculos se utilizaron en un sistema aerobio como una alternativa diferente a las que se han utilizado en los estudios anteriormente mencionados. Además, se

caracterizó la microbiota involucrada en este proceso para que posteriormente se pueda optimizar e implementar como alternativa de tratamiento biológico más accesible económicamente para los rallanderos.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Contribuir al conocimiento de los procesos de biodegradación aerobia de las aguas residuales provenientes de la extracción de almidón de yuca en el Departamento del Cauca.

2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

Implementar un sistema de biodegradación aerobia a escala de laboratorio para el tratamiento de efluentes de rallandería de yuca en el corregimiento de Mondomo, Cauca.

Evaluar la eficiencia de dos inóculos diferentes para la biodegradación de la materia orgánica presente en las aguas residuales provenientes del proceso de extracción almidón de yuca.

3. HIPÓTESIS

La eficiencia de biodegradación de la materia orgánica contenida en agua residual de rallandería de yuca tratada con inóculo microbiano proveniente del estiércol de cerdo (inóculo 1), difiere de la eficiencia de biodegradación que produce el inóculo lodo activado (inóculo 2).

Hipótesis nula (H_0): inóculo 1 = inóculo 2

Hipótesis alternativa (H_A): inóculo 1 \neq inóculo 2

4. MARCO TEÓRICO

4.1. PROCESO DE EXTRACCIÓN DE ALMIDÓN DE YUCA

La agroindustria del almidón agrio de yuca es una fuente importante para el sustento económico de algunas familias campesinas del Cauca, comprendiendo en la mayoría de los casos un proceso que incluye las siguientes etapas:

4.1.1. Lavado y pelado (1). Las raíces de yuca se lavan y pelan para eliminar la cáscara y las impurezas.

4.1.2. Rallado (2). El rallado de la yuca generalmente es en seco. Las raíces lavadas se muelen o trituran para formar una masa rallada.

4.1.3. Colado (3). La masa rallada se tamiza en lienzo o malla, separando la pulpa o afrecho semisólido de la lechada.

4.1.4. Sedimentado (4). El almidón se sedimenta por gravedad en el fondo de los tanques o canales, después de retirar el agua sobrenadante.

4.1.5. Fermentado (5). Los bloques de almidón se retiran y disponen en los tanques de “agriado”, en donde el almidón se deja fermentar por espacio de 30 a 45 días.

4.1.6. Secado (6). Finalmente el almidón se coloca sobre un plástico negro, para su secado al sol, recolección, limpieza y comercialización.

En la siguiente figura se esquematiza el proceso de extracción de almidón agrio de yuca.

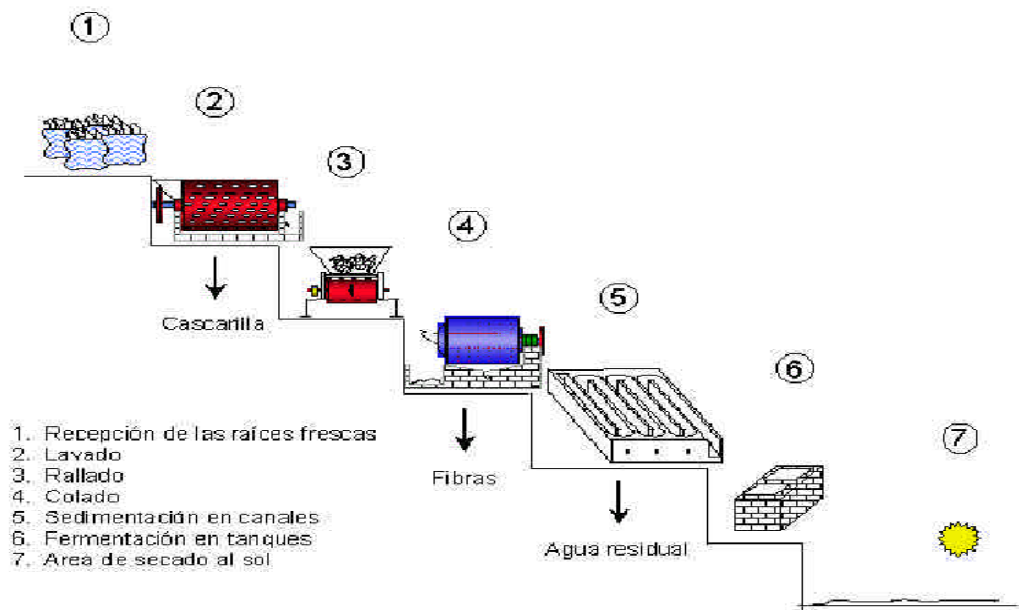


Figura 1. Diagrama simplificado del proceso de extracción del almidón agrio de yuca. Fuente: Alarcón y Dufour, 1998.

Según la CRC (2005), en el proceso de extracción del almidón de yuca se generan 9 m³ de agua residual, 14 Kg. de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), 16Kg de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y 32 Kg. de Cascarilla por tonelada de yuca procesada. Considerando que en promedio una rallandería tradicional procesa 3,5

toneladas de yuca por día y que la yuca en sí tiene un alto contenido de agua, se estima que cada rallandería produce 44,5 m³ diarios de agua residual, generando dos tipos de efluentes: **aguas de lavado** que son de bajo caudal, pero con altas concentraciones de materia orgánica y sólidos suspendidos y **aguas de colado** que representan el 75% del volumen total de aguas residuales de una rallandería, siendo un efluente ligeramente ácido y genera alta demanda química de oxígeno. Esta contaminación orgánica al ser arrojada a un curso de aguas provoca una perturbación general en el ecosistema, tanto en el aspecto físico-químico como en el biológico, causando un considerable impacto negativo en los sistemas bióticos inhabilitando estas fuentes para otros usos. (CRC, 2005)

4.2. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de las aguas residuales es una combinación de operaciones físicas y de procesos biológicos y químicos que remueven el material suspendido, coloidal o disuelto de dichas aguas. En el tratamiento convencional se utilizan rejillas para remoción de materiales gruesos, desarenadores para remoción de sólidos, sedimentación para material sedimentable y microorganismos que se utilizan para descomponer contaminantes en aguas residuales. Este tipo de tratamiento de agua se denomina tratamiento biológico del agua. Es posible aplicar estrategias de remediación que fuesen biológicas, basadas en la capacidad de los microorganismos de realizar procesos degradativos. Durante el tratamiento

biológico del agua los microorganismos descomponen la materia orgánica del agua, nitratos y fosfatos. (Ferrero, 1974)

Mediante la actividad microbiana se desarrollan flóculos y películas biológicas o, simplemente, cultivos de microorganismos que descomponen la materia orgánica biodegradable. A través de reacciones de catabolismo y anabolismo o síntesis celular se oxidan o mineralizan los compuestos orgánicos y se produce biomasa. La retención de la biomasa y la evaporización de los productos gaseosos formados permiten efectuar el tratamiento del agua o remoción de DBO. (Ferrero, 1974)

El fundamento bioquímico de la biorremediación se basa en las reacciones biológicas de oxidación-reducción que conllevan a la formación de energía y transformación de la materia. La cadena la inicia un sustrato orgánico (compuestos hidrocarbonados) que es externo a la célula y que actúa como dador de electrones, de modo que la actividad metabólica de la célula acaba degradando y consumiendo dicha sustancia. (Ferrero, 1974)

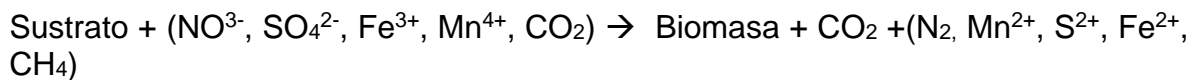
Los aceptores más comúnmente utilizados por los microorganismos son el oxígeno, los nitratos, el ión férrico Fe^{3+} , los sulfatos y el dióxido de carbono. Cuando el oxígeno es utilizado como aceptor de electrones la respiración microbiana se produce en condiciones aerobias, y los procesos de biodegradación serán de tipo aerobio; sin embargo, si utiliza los sulfatos o el dióxido de carbono se

produce en condiciones reductoras o anaerobias, y los procesos de biodegradación serán de tipo anaerobio. (Ferrero, 1974)

Degradación aerobia



Degradación anaerobia

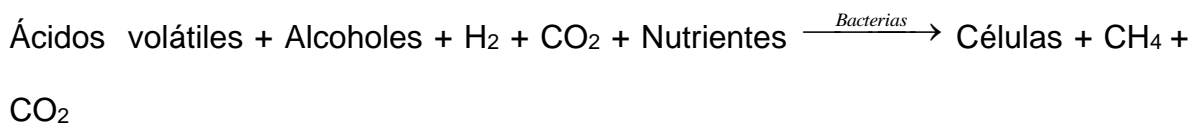
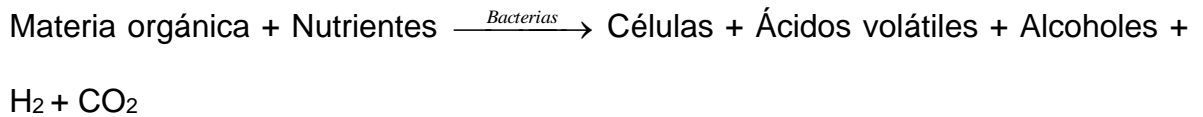


La purificación biológica del agua se lleva a cabo para disminuir la carga de compuestos orgánicos disueltos. Los microorganismos, principalmente las bacterias, realizan la descomposición de estos compuestos. Hay dos categorías principales de tratamiento biológico: tratamiento aeróbico y tratamiento anaeróbico. (Ferrero, 1974)

4.2.1. Tratamiento Anaeróbico. La oxidación anaeróbica se define como aquella en que la descomposición se ejecuta en ausencia de oxígeno disuelto y se usa compuestos orgánicos, nitratos y nitritos, los sulfatos y el CO_2 , como aceptadores de electrones. (Ferrero, 1974)

El proceso anaeróbico de descomposición de la materia orgánica está compuesto de dos etapas: fermentación de ácidos y fermentación de metano, que ocurren

simultáneamente. Las ecuaciones que resumen el proceso anaeróbico, incluyendo crecimiento, serían:



Este proceso tiene ventajas e inconvenientes de frente a la digestión aerobia:

4.2.1.1. Ventajas:

- Digestión anaerobia resulta mucho más económica, no se requiere suministro de oxígeno.
- Requiere poco espacio, bajo costo de mantenimiento y aplicable a escala muy variable.
- Fango resultante ocupa menos volumen y secado más fácil que la digestión aerobia
- En digestión aerobia el exceso de biomasa debe ser tratado mediante un tratamiento secundario, casi siempre anaerobio.
- En digestión anaerobia puede recuperarse gran cantidad de energía en forma de biogás

- En la digestión anaerobia la DBO es reducida a un 80% y la DQO es reducida a un 50% (dependiendo del tipo de agua residual tratada).

4.2.1.2. Desventajas:

- La digestión anaerobia está mucho más limitada que la aerobia. En digestión anaerobia, las bacterias anoxigénicas deben controlar el pH de su medio, proceso difícil de realizar por las bacterias.
- En digestión anaerobia precisa de bacterias concretas y coordinadas, en digestión aerobia se utilizan muchas más bacterias, todas las que el sistema pueda permitir.
- En digestión anaerobia el inicio del proceso es lento y difícil.
- Alta sensibilidad de las arqueobacterias como las metanogénicas a la presencia de compuestos tóxicos, causando muchos problemas a los digestores.

4.2.2. Tratamiento Aeróbico. El proceso aeróbico se conoce, también, como respiración aeróbica. En este proceso se usa el oxígeno molecular disuelto como aceptador final de electrones. (Ferrero, 1974)

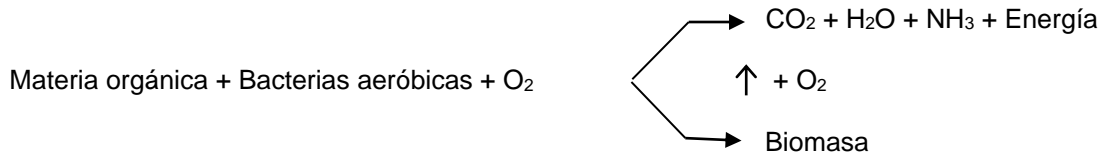
La oxidación biológica aeróbica permite la conversión bacteriana de los elementos, de forma orgánica a forma inorgánica altamente oxidada, en un proceso conocido también como “mineralización”. (Ferrero, 1974)

En la oxidación aeróbica, el oxígeno es el aceptador final de electrones y, por lo tanto, es reducido, mientras que los donantes orgánicos e inorgánicos de electrones son oxidados, ocurriendo lo que se conoce como oxidación o mineralización del residuo. (Ferrero, 1974)

La oxidación aeróbica se presenta por la siguiente ecuación:



También:



Este proceso ofrece ventajas y desventajas, las cuales se listan en la siguiente tabla.

Este tratamiento también presenta algunas ventajas y desventajas.

4.2.2.1. Ventajas:

- Ausencia de olores.
- Mineralización de todos los compuestos biodegradables.
- Los lodos producidos se pueden utilizar como abono orgánico.

4.2.2.2. Desventajas:

- Tasa alta de síntesis celular y por consiguiente alta producción de lodos.
- Requiere mucha energía eléctrica para oxigenación y mezcla.

- Gran proporción de células en los lodos que hace, en algunos casos, necesaria su digestión, antes de secarlos y disponerlos.

4.3. ENSAYOS DE BIODEGRADACIÓN

El proceso de biodegradación que ocurre en la naturaleza puede ser simulado en laboratorio bajo un ambiente controlado, por medio de las pruebas de biodegradabilidad.

En el esquema establecido por el Programa de Evaluación de Productos Químicos de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), la biodegradabilidad de una sustancia se determina utilizando tres niveles sucesivos de ensayo: las pruebas de biodegradabilidad inmediata, de biodegradabilidad intrínseca y de simulación (OCDE, 1992).

Inicialmente se lleva a cabo una prueba de biodegradabilidad inmediata, con la finalidad de clasificar las moléculas en la categoría “fácilmente biodegradable” con medios analíticos simples (Nyholm, 1991). Si el resultado de la prueba de biodegradabilidad inmediata es negativo se procede a realizar una prueba intrínseca. Estas pruebas, utilizan condiciones experimentales más favorables a la degradación, por lo que un resultado positivo implica que la sustancia es “intrínsecamente biodegradable” bajo las condiciones empleadas, aunque no

necesariamente en el medio natural. Por otra parte el resultado negativo indica muy probablemente la persistencia ambiental de la sustancia (OCDE, 1992).

Finalmente, si la sustancia mostró una biodegradabilidad mediocre en una prueba intrínseca, se llevan a cabo pruebas de simulación. Tales pruebas tienen como objetivo estudiar su comportamiento en sistemas de tratamiento o medios naturales relevantes, para lo cual debe contarse con un cierto conocimiento de la distribución de la sustancia en los diferentes compartimientos ambientales (agua, suelo, etc.). Si el resultado de la prueba de simulación pertinente es a su vez negativo, se presume que la sustancia persiste en el ambiente y que puede considerársele sujeta a restricciones en cuanto a su esquema de producción o comercialización; así mismo, suele exigirse la búsqueda de compuestos sustitutos para un cierto uso (Kaiser, 1998).

El principio general de las pruebas de biodegradación, es la incubación aerobia estática, o por lote, de una cantidad reducida de biomasa en un medio mineral, a pH neutro y a una temperatura entre 20 y 25° C. La sustancia en estudio se añade a una concentración definida. El inóculo consiste en una población microbiana natural que no haya sido expuesta al compuesto de prueba (Vázquez y Beltrán, 2004).

Estas pruebas pueden aplicarse a una gran variedad de compuestos, debido a que se basan en el seguimiento de parámetros directos y no específicos a la molécula que se estudia, como el carbono orgánico disuelto (COD), o bien de

parámetros indirectos correlacionados con la mineralización de la molécula, como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) o la producción de CO₂. Simultáneamente a la prueba se corren varios testigos, que aseguran que los resultados no se deben a una degradación abiótica, a la eliminación física de la molécula por adsorción, a la toxicidad de la sustancia o a una actividad deficiente del inóculo: ésta última se evalúa con moléculas de referencia fácilmente biodegradables, tales como la anilina o el acetato de sodio. Los resultados de los ensayos respirométricos se corrigen con la respiración endógena del inóculo, la cual se mide en ausencia de la sustancia de prueba (Vázquez y Beltrán, 2004).

La selección de una prueba de biodegradación se lleva a cabo considerando las propiedades fisicoquímicas de la sustancia. Los compuestos volátiles deben evaluarse en sistemas cerrados y preferiblemente mediante la concentración de Oxígeno disuelto (i.e., prueba 301 D). La biodegradación de los compuestos poco solubles en agua no deberá cuantificarse mediante el consumo de COD (i.e., evitar las pruebas 301A y E), mientras que deberán preferirse los ensayos respirométricos para los compuestos adsorbibles (Vázquez y Beltrán, 2004).

En la siguiente tabla se nombran las diferentes pruebas recomendadas para la determinación del potencial de biodegradación.

Descripción	OCDE ^a	ISO ^b	US-EPA ^c	ECB ^d
Pruebas de biodegradabilidad inmediata				
Prueba AFNOR modificada – desprendimiento de CO ₂	301 A	7827	835.3110	C.4-A
Prueba de Sturm modificada – desprendimiento de CO ₂	301 B	9439	835.3110	C.4-C
Prueba MITI I modificada	301 C	-	835.3110	C.4-F
Prueba en frasco cerrado	301 D	10707	835.3110	C.4-E
Prueba modificada de detección de la OCDE – pérdida de COD	301 E	7827	835.3110	C.4-B
Prueba de respirometría manométrica	301 F	9408	835.3110	C.4-D
Prueba de desprendimiento de CO ₂ en recipientes cerrados	310 ^e	14593	835.3120	-
Pruebas de biodegradabilidad intrínseca				
Prueba SCAS (<i>Semi-Continuous Activited Sludge</i>) modificada	302 A	9887	835.3210	C.12
Prueba de Zahn-Wellens modificada	302 B	9888	835.3200	C.9
Prueba MITI II modificada	302 C	-	-	-
Prueba CONCAWE	302 D ^e	-	-	-
Descripción	OCDE ^a	ISO ^b	US-EPA ^c	ECB ^d
Pruebas de simulación				
Prueba de simulación de tratamiento aerobio con unidades de lodos activados	303 A	11733	-	C.10
Prueba de simulación de tratamiento aerobio con biomasa fija	303 B	-	-	-
Prueba de biodegradabilidad intrínseca en suelos	304 A	14239	835.3300	-
Prueba de biodegradabilidad en agua marina	306	-	835.3160	-
Prueba de transformación aerobia y anaerobia en suelos	307	-	-	C.23 ^e
Prueba de transformación aerobia y anaerobia en sedimentos acuáticos	308	-	-	C.24 ^e
Prueba de mineralización aerobia en agua superficial	309 ^e	14592/1	-	-
Prueba de producción de biogas a partir de lodo anaerobio diluido	311 ^e	11734	-	-

Tabla 1. Pruebas de Biodegradabilidad Normalizadas o en Curso de Normalización por parte de la OCDE y su Correspondencia con Pruebas ISO, US-EPA Y ECB. Fuente: Vázquez y Beltrán, 2004.

^a **OCDE:** Organización para la Cooperación y el desarrollo Económico;

^b **ISO:** Organización Internacional de Normalización;

^c **US-EPA:** Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos;

^d **ECB:** Oficina Europea de sustancias Químicas;

^e Prueba en proceso de normalización.

Para el seguimiento de biodegradabilidad de la sustancia problema se utilizó la Prueba de Zahn-Wellens (302 – B) (OCDE). El objeto de este método es la evaluación de la máxima degradación potencial de sustancias orgánicas solubles en agua y no volátiles, cuando se encuentran expuestas a concentraciones relativamente elevadas de microorganismos en un ensayo estático. Puede producirse una absorción físico-química sobre los sólidos en suspensión y esto hay que tenerlo en cuenta a la hora de interpretar los resultados (OCDE, 1992).

Las sustancias que vayan a estudiarse serán utilizadas en concentraciones equivalentes a valores de COD entre los 50 y 400 mg/litro o valores de DQO entre los 100 y 1.000 mg/litro. Estas concentraciones relativamente elevadas tienen la ventaja de ser analíticamente fiables. Los compuestos con propiedades tóxicas pueden retardar o inhibir el proceso de degradación (OCDE, 1992).

En este método, la medida de la concentración de carbón orgánico disuelto, o la demanda de oxígeno químico, se utiliza para calcular la biodegradación máxima de la sustancia objeto del ensayo. La utilización simultánea de un método analítico específico puede permitir calcular la biodegradación primaria de la sustancia (desaparición de la estructura química madre) (OCDE, 1992).

El nivel límite de biodegradación exigido por estas pruebas es una disminución del 70% cuando se monitorea el COD, y del 60% de la Demanda Teórica de O₂ (ThO₂) o de la Producción Teórica de CO₂ (ThCO₂) cuando se trata de pruebas respirométricas, valores que deben alcanzarse en un período de 28 días. El nivel máximo de biodegradación presentado al cabo de 28 días, la duración de la fase de latencia (t_L) y el tiempo de vida media ($t_{1/2}$), definido como el tiempo transcurrido para obtener una biodegradación del 50%, se reportan como resultado de las pruebas (OCDE, 1992). La obtención de estos parámetros está representada en la figura 2.

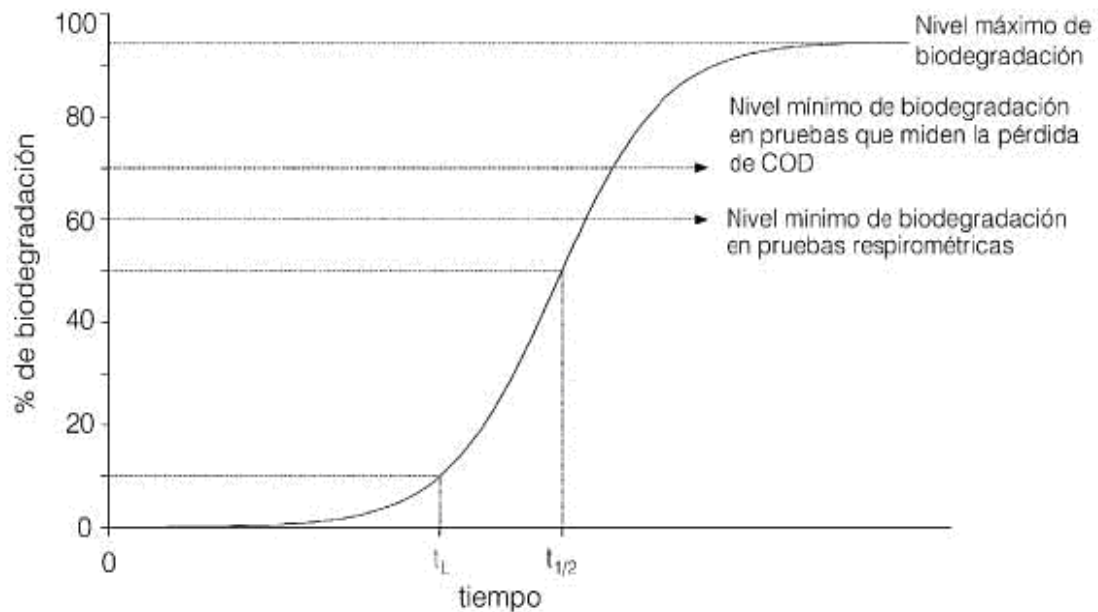


Figura 2. Representación esquemática de un proceso de biodegradación. COD: Carbono orgánico disuelto; t_L : Tiempo de latencia; $t_{1/2}$: Tiempo de vida media.

Este método es aplicable solamente a aquellas sustancias orgánicas que, a la concentración utilizada en el ensayo:

- Sean solubles en agua en las condiciones del ensayo
- Tengan una presión de vapor insignificante en las condiciones del ensayo
- No provoquen inhibición en las bacterias
- Sean absorbidas dentro del sistema de ensayo sólo hasta un cierto punto limitado
- No se pierdan a causa de la formación de espuma a partir de la solución del ensayo.

La información sobre las proporciones relativas de los principales componentes del material del ensayo será necesaria para la interpretación de los resultados

obtenidos, particularmente en los casos en que los resultados sean reducidos o marginales (OCDE, 1992).

La información sobre la toxicidad de la sustancia para los microorganismos resulta conveniente para la interpretación de resultados reducidos y para la selección de las concentraciones apropiadas para el ensayo (OCDE, 1992).

5. DESARROLLO EXPERIMENTAL

5.1. AREA DE ESTUDIO

Las muestras de la sustancia problema se tomaron del punto de salida del agua residual de una rallandería de nivel tecnológico medio (con equipos y procesos semimecanizados y con tanque de sedimentación) llamada el “El Pedregal” en el Municipio de Santander de Quilichao en el corregimiento de Mondomo – Cauca, cuyas coordenadas son: Latitud Norte 2° 53’29” y longitud Oeste 76°33’03”. Se tomaron 1000 ml de agua residual por cada montaje del experimento. La muestra tomada fue transportada al laboratorio de Recursos de Hidrobiológicos de la Universidad del Cauca donde se analizó su DQO y cinética de biodegradación.

5.2. EXPERIMENTOS DE BIODEGRADABILIDAD.

Se utilizó la prueba denominada “Zahn Wellens”, determinada como la Prueba 302 – B por la OCDE. Este método nos ayuda a evaluar, por medio de la medición de COD, la máxima degradación potencial del agua residual de rallandería que se expuso a concentraciones relativamente elevadas de microorganismos presentes en los inóculos de estiércol de cerdo y lodo activado.

La cantidad de degradación alcanzada al final del ensayo se presenta como la biodegradabilidad en la prueba Zahn Wellens aplicando la siguiente forma:

$$D(T)(\%) = \left\{ 1 - \left[\frac{C(T) - C(V)}{C(D) - C(VD)} \right] \right\} \times 100$$

D(T)= biodegradación (%) en el tiempo T

C(T)= valores de COD en la mezcla del ensayo en el momento en que se toma la muestra (mg/l)

C(V)= valores de COD del blanco en el momento de la toma de la muestra (mg/l)

C(D)= valores de COD en la mezcla del ensayo, medidos tres horas después del comienzo del mismo (mg/l).

C(VD)= valores de COD en el blanco, medidos tres horas después del comienzo de la prueba (mg/l).

El alcance de la degradación se redondea hasta llegar a completar la unidad de porcentaje más cercana.

Para dar inicio al experimento se montó a escala de laboratorio por triplicado, un sistema de biodegradación aerobio como se recomienda en la prueba Zahn Wellens utilizando, como tratamientos, dos tipos de inóculo (estiércol de cerdo y lodo activado de una planta de tratamiento aerobia de agua residual). Según lo recomendado el sistema de biodegradación aerobio debe tener los siguientes reactores:

- un **biorreactor** que contenga sustancia problema (agua residual proveniente de la rallanderías de yuca como única fuente de carbón en solución acuosa), inóculo y medio mineral. Un **Blanco** con agua destilada, inóculo y medio mineral. El biorreactor contiene los componentes necesarios para el ensayo y muestra la cinética de biodegradación en el tiempo. Para darle validez a los resultados obtenidos en los biorreactores se precisó del blanco que poseía las mismas características del biorreactor, pero en lugar de la muestra problema contenía agua destilada; la diferencia de los valores de COD entre el biorreactor y el blanco dará como resultado el valor original de la concentración de carbono orgánico disuelto presente en el biorreactor y con el cual se calcula el porcentaje de biodegradación.

- Un **Control de referencia** con solución de Ftalato Ácido de Potasio, inóculo y medio mineral que nos indica la actividad del inóculo sobre la solución de ftalato ácido de potasio, que es la sustancia de referencia que se utilizó para el ensayo de biodegradación.

- Un **Control abiótico** con la solución problema esterilizada en baño maría durante 30 minutos, la cual sirve para detectar alguna degradación no biológica en este tipo de aguas.

El control de biodegradación se llevó a cabo determinando la concentración de COD a muestras tomadas partir de las tres horas de iniciado el montaje de las

suspensiones y de ahí en adelante cada 24 horas, tal como se recomienda en el método empleado. Diariamente, por cada tratamiento, se tomó una muestra de cada réplica de los reactores; en total, durante todo el ensayo, se obtuvo 15 muestras de cada reactor por cada tratamiento. En el siguiente cuadro se resume el montaje de biodegradación aerobia:

TRATAMIENTOS		Nombre de los reactores	Contenido del reactor	Determinación
Estiércol de cerdo botellas por triplicado	Lodo activado			
X Y Z	X Y Z	Biorreactor	Sustancia problema + inóculo + medio mineral	Actividad de inóculos sobre la sustancia problema
X Y Z	X Y Z	Blanco	Inóculo + medio mineral	Necesario para determinar el % de biodegradación
X Y Z	X Y Z	Control de referencia	sustancia de referencia ¹ + Inóculo + medio mineral	Para determinar la actividad del inóculo
X Y Z	X Y Z	Control abiótico	Solución problema estéril	Para determinar si la sustancia problema se degrada abióticamente

Cuadro 1. Reactores de biodegradación aerobia en la prueba Zahn Wellens a las cuales se determinará el COD.

La siguiente imagen ilustra el montaje por tratamiento de biodegradación aerobia.

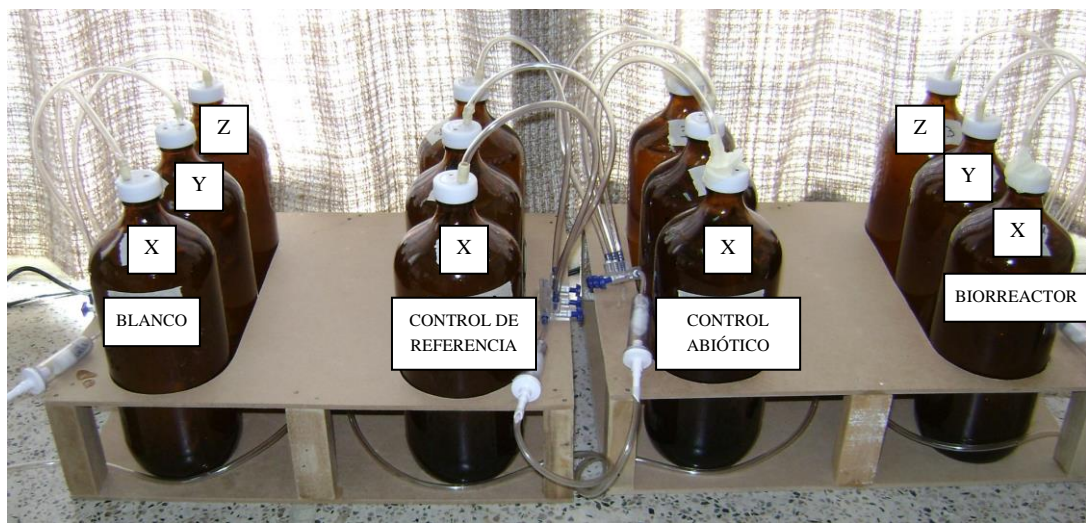


Figura 3. Montaje a escala de laboratorio del ensayo de biodegradación aeróbica.

¹ Como sustancia de referencia se utilizó el Ftalato Ácido de Potasio.

El seguimiento de la mineralización del carbono a partir de la materia orgánica se hizo midiendo el Carbono Orgánico Total (COT), en un instrumento TOC (Total Organic Carbon) Shimadzu 5050 con automuestreador ASI 5000 y aire de alta pureza (20% O₂ en N₂) como gas de arrastre. Estos procedimientos se llevaron a cabo por triplicado.



Figura 4. Equipo TOC Shimadzu 5050 con automuestreador ASI 5000.

Se prepararon curvas de calibración con ftalato ácido de potasio reactivo grado analítico en un rango de concentración entre 5 – 200 mg/L.

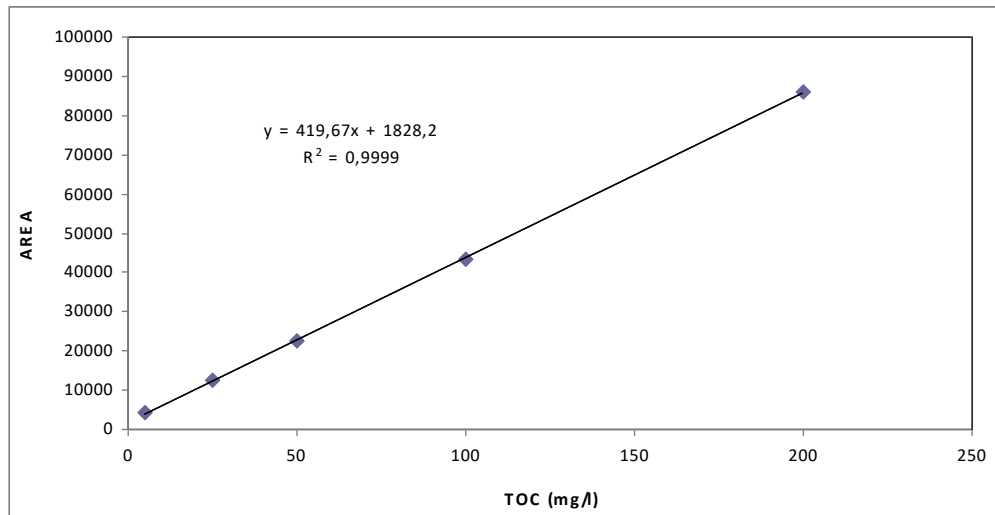


Figura 5. Curva de calibración para la medición de muestras con inóculo de estiércol de cerdo.

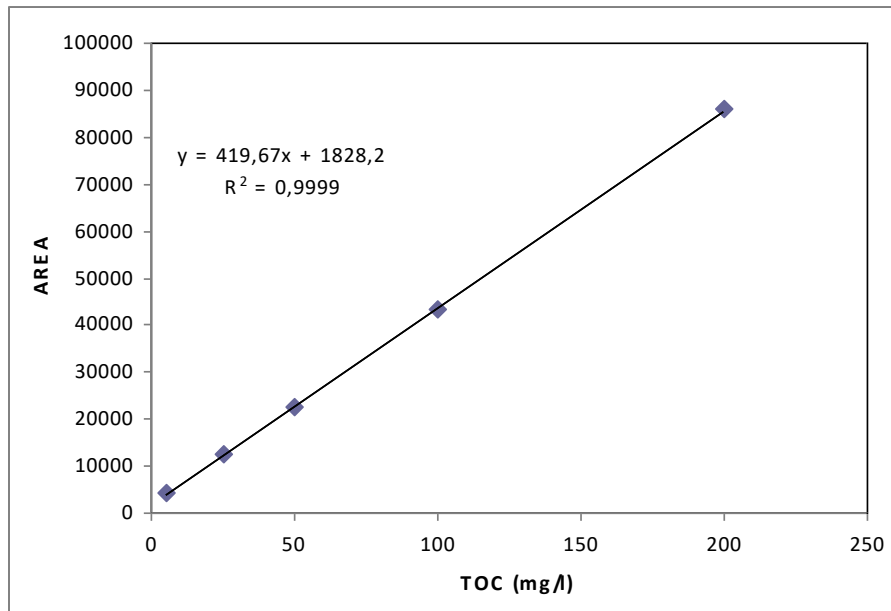


Figura 6. Curva de calibración para la medición de muestras con inóculo de Lodo activado.

Se cuantificó el Carbono Orgánico No Purgable (NPOC) donde después de centrifugar a 4000 gravedades por 15 minutos y acidificar las muestras con dos gotas de HCl al 10%, se hace burbujear aire (Sparging) durante 1 minuto, para garantizar que todo el carbono inorgánico ha sido eliminado, permaneciendo en la muestra solo el carbono orgánico. (Ver figura 7)

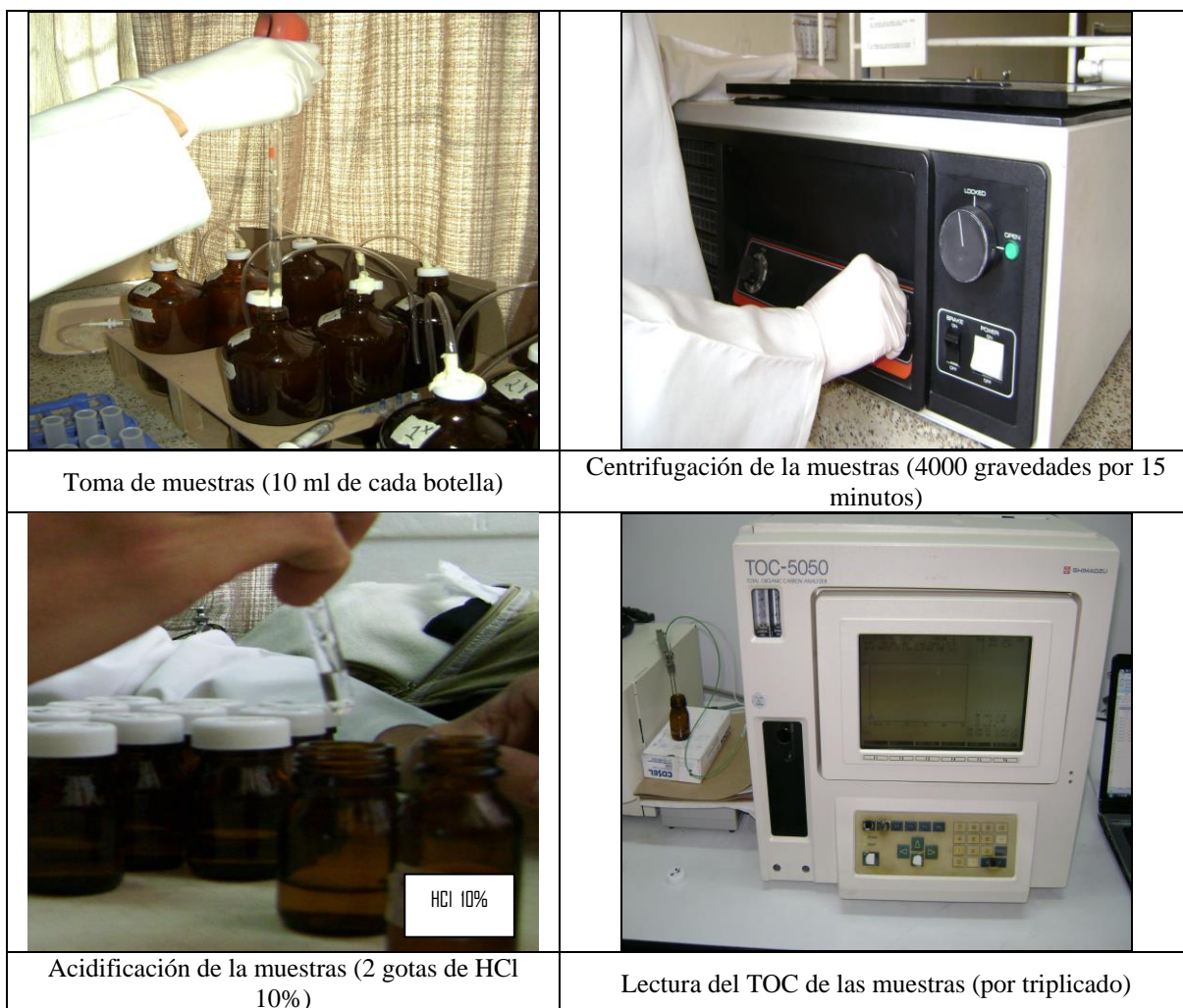


Figura 7. Trabajo de laboratorio.

5.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El tratamiento estadístico de los datos recogidos se realizó utilizando el programa SPSS versión 11. Inicialmente, se realizó un tratamiento descriptivo con el fin de caracterizar los resultados obtenidos. Posteriormente, se compararon los valores de las variables empleando la prueba de Homogeneidad de Varianzas y de

Normalidad. A partir de los resultados de estas pruebas se toma la decisión de realizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

5.4. PRÁCTICA DE MICROBIOLOGÍA

Para cada reactor (Biorreactor, Blanco, Control Abiótico y Control de Referencia) se hizo una muestra compuesta de 10 ml a partir de las réplicas que poseía cada uno. Estas muestras se diluyeron hasta llegar a una concentración de 10^{-8} , 10^{-9} y 10^{-10} ; de las diluciones 10^{-8} y 10^{-10} se sembraron en agar Eosina Azul de Metileno (EMB) y Agar Cuenta Placas (APC) durante 24 horas. A partir de los cultivos se realizó el aislamiento de las colonias presentes, posteriormente se realizaron la prueba de gram y las pruebas bioquímicas Agar Lisina Hierro, Urea, Agar Citrato Simmons, Agar Triple Azúcar Hierro, Medio SIM y Rojo de Metilo Voges – Proskauer Broth (MR-VP Broth) para caracterizar el género de las colonias aisladas.

Los análisis microbiológicos anteriormente mencionados se llevaron a cabo para el inóculo estiércol de cerdo, mientras que para el lodo activado no fue necesario ya que los microorganismos encontrados en este inóculo se encuentran reportados en otras investigaciones.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el seguimiento de los experimentos de biodegradabilidad “Zahn Wellens” se obtuvo valores de concentración de COD de cada reactor a los cuales se les aplicó la fórmula de porcentaje de biodegradación recomendada por el método anteriormente mencionado. Estos valores en porcentaje se muestran en el siguiente cuadro.

TIPO DE REACTOR	TIPO DE INÓCULO	X	HORA					
			0	3	24	48	72	96
Biorreactor	Estiércol de Cerdo	MEDIA	0	6,61	66,54	81,36	83,10	83,54
		SD	0	0,90	2,74	7,22	7,40	5,38
	Lodo Activado	MEDIA	0	5,53	90,28	99,47	99,63	
		SD	0	1,08	1,62	0,49	0,08	
C. Referencia	Estiércol de Cerdo	MEDIA	0	3,81	4,16	8,72	42,32	60,22
		SD	0	2,56	1,36	4,49	6,56	4,97
	Lodo Activado	MEDIA	0	5,09	9,90	91,69	98,04	
		SD	0	0,82	3,29	1,36	1,38	
C. Abiótico*	Estiércol de Cerdo	MEDIA	0	6,20	8,23	37,10	91,15	93,93
		SD	0	0,69	0,07	4,26	1,27	1,27
	Lodo Activado	MEDIA	0	0,89	5,53	8,46	83,73	
		SD	0	0,52	1,53	2,51	3,06	

Cuadro 2. Datos medios obtenidos para el porcentaje de biodegradación vs tiempo en horas. (*) Reactores no inoculados.

En el **control de referencia**, durante el transcurso de los ensayos, se obtuvo datos para cada inóculo que, representados en la figura “Biodegradación (%) vs. Tiempo (Horas), muestran la cinética de degradación corroborando así la actividad de los inóculos frente a la materia orgánica (ver figura 8).

Estadísticamente, con el test de **Kruskal-Wallis** se obtuvo una significancia asintótica de 0,001, siendo este valor menor a las probabilidades de error aceptadas (0,05) es posible afirmar que existen diferencias significativas entre las muestras seleccionadas de los dos inóculos.

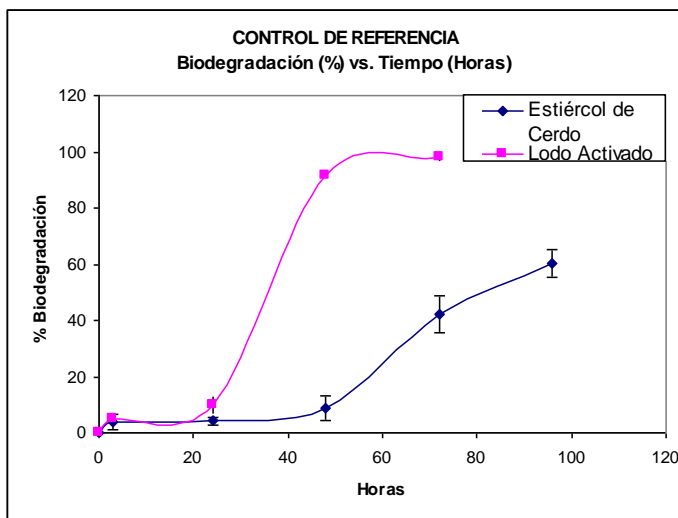


Figura 8. Biodegradación vs. Tiempo. Cinética de degradación del ftalato ácido de potasio en presencia del inóculo estiércol de cerdo y del inóculo lodo activado.

En la figura 8 se observa que el inóculo estiércol de cerdo presenta una fase de latencia mas prolongada que el otro inóculo (lodo activado); se propone que esto sucede porque los microorganismos, de los géneros *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Shiguella* y *Escherichia*, identificados con las pruebas microbiológicas y bioquímicas complementarias, vienen adaptados a un metabolismo anaeróbico teniendo que cambiar a un metabolismo aeróbico. Además, el lodo activado alcanza una biodegradación del 98.4% a las 72 horas a diferencia del estiércol de cerdo que muestra una degradación del 42.32% en ese momento, debido a que el lodo activado presenta mayor variedad de microorganismos.

Si en el **control abiótico** llegara a presentarse una curva que demostrara degradación, se esperaba que fuera algún tipo de degradación química, de lo contrario debiera presentarse una gráfica con tendencia horizontal que no mostrara degradación a través del tiempo. A continuación se presenta la gráfica de degradación en porcentaje versus el tiempo en horas que se encontró para el control abiótico a partir de los resultados obtenidos de COD.

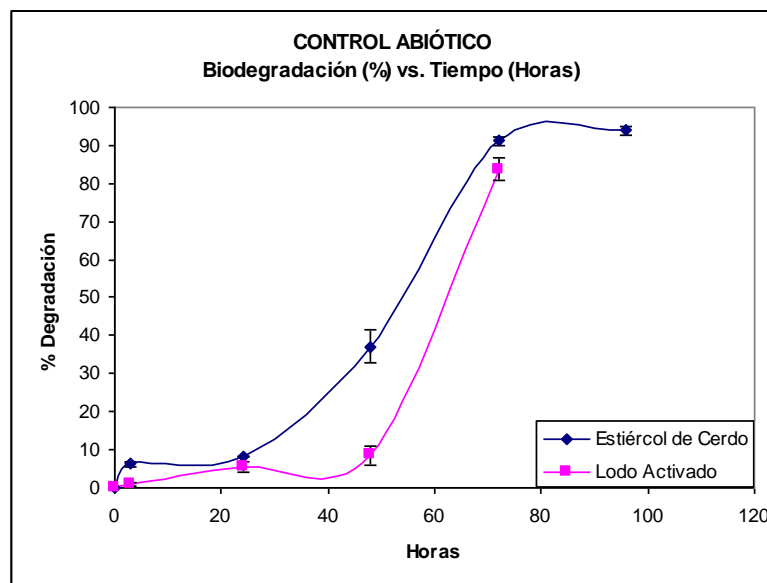


Figura 9. Comportamiento del reactor Control Abiótico que contiene agua residual esterilizada (reactores no inoculados).

En la curva de la figura 9, contrario a lo anteriormente dicho, presenta una interrupción en su estabilidad que fue causada por algún tipo de contaminación microbiana debido a la manipulación diaria en el momento de la toma de muestras. Esto se demuestra con la presencia de microorganismos en los cultivos microbiológicos que se realizaron como pruebas complementarias al estudio (ver figura 10).

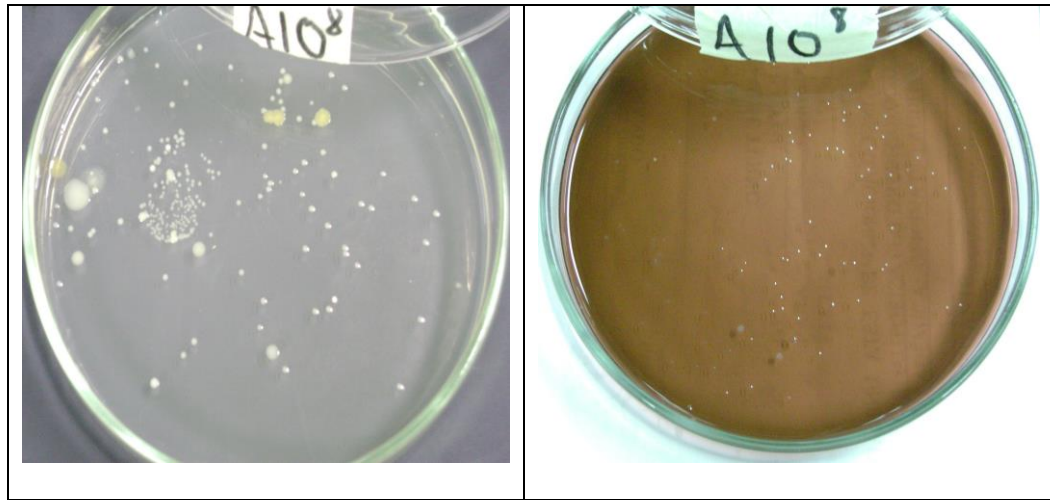


Figura 10. Contaminación microbiológica en los controles abióticos. Presencia de colonias en el control abiótico en el agar cuenta placas (Izquierda) y en el agar eosina azul de metileno (Derecha).

Se esperaba que las dos gráficas presentaran el mismo comportamiento ya que las muestras tenían los mismos componentes y además no tenían inóculo. Estadísticamente con el test de **Kruskal-Wallis**, el control abiótico mostró una significancia asintótica de 0,001, al igual que el control de referencia este valor es menor a las probabilidades de error aceptadas (0,05) afirmando que existen diferencias significativas entre el control abiótico del montaje del ensayo con estiércol de cerdo y el control abiótico del montaje del ensayo con lodo activado.

A partir de lo datos de COD que se muestran a continuación los cuales corresponden a las medias de las muestras de los **biorreactores** y de los **blancos** se calculó el **porcentaje de biodegradación** para cada ensayo.

Reactor	Tipo de Inóculo		Tiempo (Horas)					
			0	3	24	48	72	96
BIORREACTOR	Estiércol de cerdo	MEDIA	54,01	49,53	18,04	11,18	10,43	10,45
		SD	0,27	1,03	1,07	3,14	3,60	2,38
	Lodo Activado	MEDIA	89,41	84,14	12,24	4,23	2,52	
		SD	1,72	1,55	1,69	0,16	0,52	
BLANCO	Estiércol de cerdo	MEDIA	6,16	4,85	3,07	2,82	2,85	3,07
		SD	0,83	0,81	0,62	0,33	0,28	0,42
	Lodo Activado	MEDIA	5,26	4,66	4,50	3,81	2,66	
		SD	0,78	0,35	1,10	0,51	0,81	

Cuadro 3. Datos medios de COD en ppm vs. Tiempo en horas de los reactores Blanco y Biorreactor.

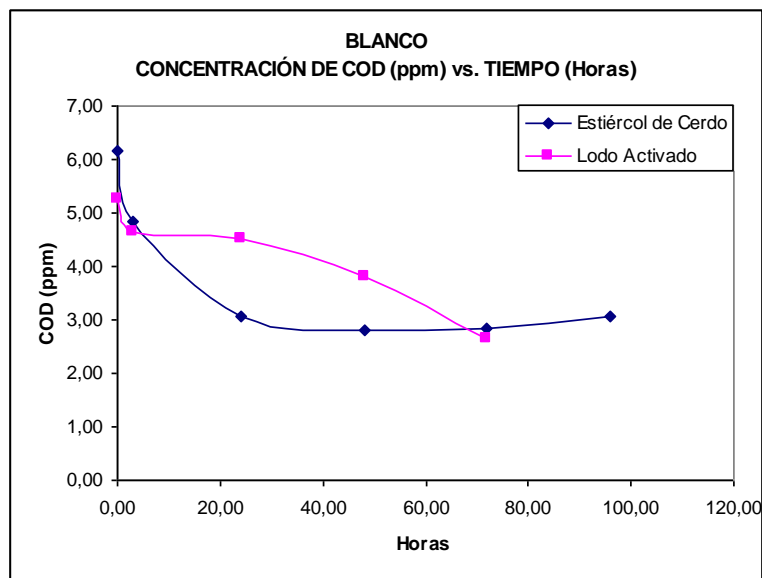


Figura 11. Aporte en concentración de COD en ppm por los inóculos estiércol de cerdo y del lodo activado en el reactor blanco.

En la figura anterior se muestra para el estiércol de cerdo 6.16 ppm de COD y para el lodo activado 5.26 ppm de COD, esto demuestra que cada inóculo aporta una concentración relativamente pequeña de COD en comparación a la cantidad de COD que posee la muestra del agua residual de rallandería de yuca que poseen los biorreactores al inicio del ensayo (estiércol de cerdo: 54,01ppm de COD y lodo activado: 89,41 ppm de COD).

A los valores calculados de porcentaje de biodegradación del **Biorreactor** (ver cuadro 2) se les aplicó el test de **Kruskal-Wallis** obteniendo una significancia asintótica de 0,001, siendo este valor menor a las probabilidades de error aceptadas (0,05) es posible afirmar que existen diferencias significativas entre las muestras seleccionadas de los dos inóculos como se observa en la siguiente figura.

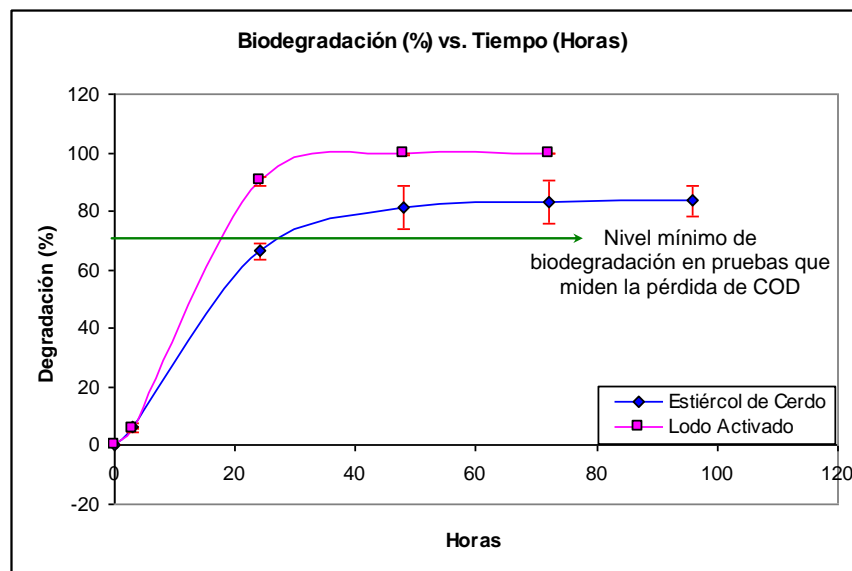


Figura 12. Determinación de la biodegradabilidad según norma OECD 302 B (Zahn-Wellens). Cinética de degradación del agua residual de rallandería de yuca en presencia del inóculo.

En la figura anterior se puede observar que los inóculos estiércol de cerdo y lodo activado alcanzan, respectivamente, valores cercanos al 80% y 100% en su degradación. En la mitad del período del ensayo la biodegradación supera el valor de aceptabilidad o de corte, que es del 70 % según la norma OECD 302 B (**Zahn-Wellens**). Mientras el **Lodo activado** supera el nivel de corte de 70% de degradación un poco antes de las 20 horas, el **Estiércol de cerdo** recién lo supera levemente después de las 20 horas (70% de degradación).

En términos de remoción de la materia orgánica se puede observar que la DQO para ambos inóculos fue mayor al 90%, sin embargo, la biodegradación alcanzada al final fue superior en el lodo activado (ver cuadro 4).

Parámetros	Inóculo estiércol de cerdo		Inóculo de lodo activado	
	Inicial	Final	Inicial	Final
DQO mg/l	100	<10	100	<10
Biodegradación %	6,61*	83,54	5,53*	99,63

Cuadro 4. Rendimiento de remoción de materia orgánica expresado en DQO y porcentaje de Biodegradación al inicio y al final de los ensayos. (*) Corresponde al valor de biodegradación alcanzado a las tres horas de iniciar los ensayos.

Se afirma que el biorreactor inoculado con lodo activado muestra un mejor desempeño en la depuración de aguas residuales provenientes de la agroindustria de extracción de almidón agro de yuca, por eso es de gran importancia conocer la composición nutricional de la yuca ya que sus residuos son el sustrato alimenticio sobre el cual actúan los microorganismos presentes en el lodo activado. En el siguiente cuadro se indica el contenido nutricional de la yuca.

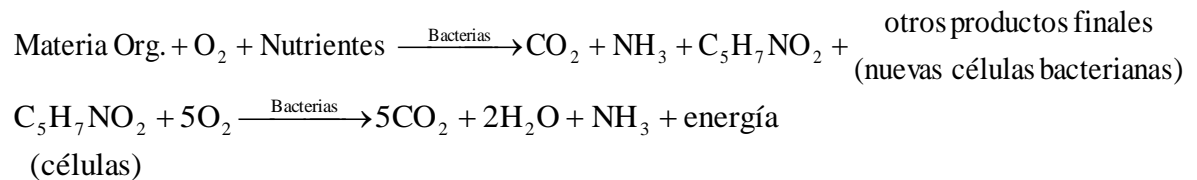
Componente	Batata	Yuca	Sorgo	Maíz
Humedad (%)	10,00	10,21	9,26	11,00
Proteína cruda (%)	6,51	4,48	10,45	8,3
Grasa (%)	1,08	2,00	3,71	3,90
Fibra cruda (%)	4,00	5,00	3,21	7,30
Carbohidratos (%)	73,38	77,31	71,57	74,26
Cenizas (%)	5,03	1,00	1,80	1,20
Energía, Kcal/g	3709	3999	3901	3650

Cuadro 5. Composiciones químicas y nutrientes digestibles de la batata, yuca, sorgo y maíz. Fuente: Bondades del Uso de las Raíces y Tubérculos como Fuentes de Energía en la Alimentación de Cerdos. Acuro (1991), NRC (1998).

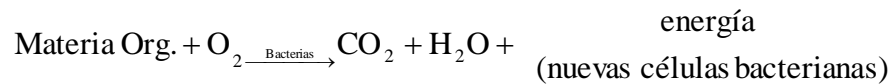
El desempeño que tuvo el sistema aerobio evaluado también pudo darse por los compuestos de fácil degradación presentes en aguas residuales de la agroindustria de extracción de almidón agro de yuca, ya que la yuca en su composición posee el 77.31% en carbohidratos.

En el biorreactor con lodo activado, las bacterias aerobias heterótrofas citadas por Degrémont en 1991, tales como los géneros *Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Achromobacter*, *Corynebacterium* y *Acinetobacter*, y otras formas filamentosas como *Beggiatia*, llevan a cabo la conversión de la materia orgánica a productos finales más simples como se mira en las siguientes reacciones generales de oxidación y síntesis.

Proteínas



Carbohidratos



Esta ecuación está regida por la presencia de oxígeno disuelto, por lo tanto en un medio donde exista suficiente oxígeno se producirá la degradación aerobia, mientras que si el aporte de oxígeno es bajo, este grupo de bacterias disminuye su desarrollo, predominando la degradación anaerobia.

La importancia de las bacterias dentro del sistema es descomponer la materia orgánica producida por otros organismos vivos. En el reactor las bacterias aerobias o facultativas utilizan parte de la materia orgánica del agua residual, con el fin de obtener energía para la síntesis del resto de la materia orgánica en forma de células nuevas. En tanto que las bacterias son los microorganismos que realmente degradan el residuo orgánico del efluente, las actividades metabólicas de otros microorganismos son igualmente importantes en el sistema de lodos activados. Por otro lado, del mismo modo que es importante que las bacterias descompongan el residuo orgánico tan pronto como sea posible, también lo es el que formen el flóculo adecuado, puesto que este punto constituye un requisito previo para la separación de sólidos biológicos en la instalación de tanques de sedimentación.

Comparado con otras investigaciones, En este trabajo Se ha encontrado que la depuración aeróbica con lodo activado es más eficiente en la remoción de materia orgánica soluble, ya que muestra valores aproximados de remoción de materia orgánica cercanos al 99%. y que en comparación con otras investigaciones que se han hecho sobre depuración de aguas residuales de rallandería, tales como la de Oviedo que en 1995, encontró un porcentaje de biodegradación anaerobia del 92% para la fracción soluble del agua residual y un 8% resistente a la biodegradación; Salazar y Sánchez en 2007, evaluaron inóculos, encontrando que estaban compuestos de microorganismos como coliformes, mesófilos, mohos y levaduras, los cuales, al parecer, eran los encargados de llevar a cabo el proceso de digestión anaeróbica, permitiendo de esta forma alcanzar una

remoción de DBO_5 del 50.77% y remoción de DQO del 23.34%; y López y Tróchez en 2005 observaron que el hidroxiclورو de aluminio posee una eficiencia de remoción en turbiedad del 97%, color del 99%, DBO del 69% y DQO de 53%.

7. CONCLUSIONES

El tipo de contaminantes orgánicos del agua residual proveniente de la extracción de almidón agrío de yuca, en mayor proporción carbohidratos, hace que este tipo de aguas residuales puedan considerarse de fácil biodegradación.

Los ensayos realizados a escala de laboratorio demuestran que el sistema de biorreactores aerobios es altamente eficiente con un porcentaje de remoción de materia orgánica mayor al 90% en cuanto a DQO y biodegradación del agua residual de rallandería.

Los dos inóculos utilizados en los ensayos tienen una diferencia de 16.53% en cuanto a su desempeño en la remoción de materia orgánica en el tratamiento de este tipo de efluente. Siendo el inóculo de lodo activado el que mejor se adaptó al sustrato y obteniendo un mayor porcentaje de biodegradación en un periodo de tiempo relativamente corto.

Al parecer el lodo activado tuvo una mejor adaptación al sustrato ya que el tipo de bacteria que contiene se encontraba en un sistema aerobio a diferencia de las bacterias del estiércol de cerdo que se encontraban en un sistema anaerobio.

El parámetro analizado muestra un nivel de eficiencia superior al del otro inóculo. La eficiencia máxima del biorreactor del lodo activado, usando como base el parámetro de porcentaje de biodegradación, fue del 99,63% y la del inóculo de estiércol del 83,54 %. Alcanzando superar el nivel mínimo de biodegradación en pruebas de pérdida de COD.

Los resultados presentados en este estudio muestran que el tratamiento aerobio con lodo activado como inóculo, puede tratar aguas residuales de rallandería, por lo tanto este método podría plantearse como una alternativa de biorremediación para obras de mejoramiento de la calidad de aguas residuales de este tipo de agroindustrias.

El sistema de tratamiento aerobio de aguas residuales con lodo activado es esencial para el control del tipo de contaminación ambiental mencionado en este documento, y cada vez se hace más necesario que sean sistemas cuya optimización tecnológica sea lo más similar posible a los procesos que ocurren cotidianamente en la naturaleza.

8. RECOMENDACIONES

Es necesario realizar investigaciones de este tipo para el mejoramiento de la calidad del recurso hídrico, de esta forma hacer una caracterización de la contaminación de forma rigurosa para evaluar y elegir la medida biocorrectiva más adecuada y diseñar sistemas de manera óptima, así como es necesario llevar a cabo un control y seguimiento de los mismo.

La caracterización de las aguas residuales debe llevarse a cabo antes de cualquier diseño, porque los procesos biológicos dependen directamente de estos valores. (DQO, pH, temperatura)

Se recomienda emplear en el reactor de control abiótico la solución de cloruro de mercurio (HgCl) al 2% para evitar el crecimiento de microorganismos. Sin embargo, hay que tener en cuenta qué tipo actividad presenta esta sustancia sobre el sustrato.

Para futuros estudios se recomienda ensayar diferentes concentraciones de inóculo de lodo activado para optimizar el sistema en cuanto a tiempo y porcentaje de biodegradación.

BIBLIOGRAFÍA

ALARCÓN M., Freddy y DUFOUR, Dominique. Almidón Agrio de Yuca en Colombia. Tomo 1: Producción y recomendaciones. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), 1998.

URL: www.ciat.cgiar.org/agroempresas/pdf/almidon_agrio_1.pdf

ALGABA JOAQUÍN, Inés M. Protección Ultravioleta Proporcionada por los Textiles: Estudio de la Influencia de las Variables más Significativas y Aplicación de Productos Específicos para su Mejora. Normas y métodos operativos para la evaluación de los parámetros. 421 – 444 p.

ALTAMIRANO VÁSQUEZ, Claudia Patricia. Biodegradabilidad anaerobia del material en suspensión de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón agrio de yuca. Cali: Universidad del Valle, 1995.

ARIAS TRIGUERO, Óscar. Estudio de la Biodegradación de la Materia Orgánica en Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial. Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña, 2004.

URL: <https://upcommons.upc.edu/pfc/handle/2099.1/3339>

BEDOYA, J.P. Comité para la Promoción de la Agroindustria de la Yuca. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), 1997.

CAICEDO, M. y GÓMEZ, A. F. Evaluación del Arranque y Operación de un Filtro Anaerobio de Flujo Horizontal usando estopa de Coco como Medio de Soporte. Cali: Universidad del Valle, 2004.

CASTELLANOS, M. Enrique. Agroindustria Rural y Medio Ambiente. 2003

URL: infoagro.net/shared/docs/a5/dair5.pdf

CEPIS. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Día Interamericano del Agua. Agua, un Patrimonio para Conservar. 1995.

URL: <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/dias/diainter/anos/1995/patriag.html>

CRC. Corporación Autónoma Regional del Cauca. Rallandero Limpio Sobre el Control de Contaminación y Producción más Limpia en las Rallanderías de Almidón de Yuca en el Departamento del Cauca. Popayán, 2005. 23 p.

CHAUX BALLESTEROS, César Augusto y VERGARA MARTÍNEZ, Uriel Ernesto. Optimización de la Sedimentación del Subproducto Mancha” en el Proceso de Extracción de Almidón Agrío de Yuca. Popayán: Universidad del Cauca, 2005.

DEGRÉMONT, Ondéo. Water Treatment Handbook. Sixth edition. Editorial Technique et Documentation. Paris,1991.

FERRERO, José H. Depuración Biológica de las Aguas. Madrid, 1974. 115 p.

GRADY L. Biodegradation. Its Measurement and Microbiological Basis. Biotechnology. Bioeng. 1985. 674 p.

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN MICROBIOLOGÍA Y GENÉTICA. Principios y Microbiología del Tratamiento de Aguas Residuales. Departamento de Producción Agraria, Universidad de Navarra, Pamplona. España. 2008,

URL: <http://www.unavarra.es/genmic/curso%20microbiologia%20general/40-tratamiento%20aguas%20residuales.htm>

INC. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Reglamento sobre Notificación de Sustancias Nuevas y Clasificación. Envasado y Etiquetado de Sustancias Peligrosas. ANEXO V.C.1.1995. España: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales de España. Real Decreto 363.

URL: http://www.mtas.es/insht/legislation/RD/eti_A_Vc1.htm

KAISER K., L. E. Review of Biodegradability Test for the Purpose of Developing Regulations. Water Qual. Canada: Res. J., 1998. 211 p.

LENNTech. Water treatment handbook, Degremont, 1991.

URL: <http://www.lenntech.com/espanol/FAQ-microbiologia-del-agua.htm>

LÓPEZ PAZ, Jheison Hernán y TRÓCHEZ CHECA, José Anuar. Evaluación de la Factibilidad de Tratamiento Químico al Agua Residual Proveniente de las Rallanderías de Yuca en la Población de Mondomo. Popayán: Universidad del Cauca, 2005.

NYHOLM, N. The European System of Standardized Legal tests for Assessing the Biodegradability of Chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 1991. 1246 p.

OCDE. Organization for Economic Cooperation and Development. Guidelines for the Testing of Chemicals. Paris. Francia. 1992.

OVIEDO SÁNCHEZ, Adona Omaira. Biodegradabilidad Anaerobia del Material Soluble de Aguas Residuales Provenientes del Proceso de Extracción de Almidón de Yuca. Cali: Universidad del Valle, 1995.

PITTER P., Chudoba J. Biodegradability of Organic Substance in the Aquatic Environment. USA: CRC Press, 1990. 306 p.

ROJAS, O.; ALAZARD, D.; TORRES, L. P.; FARINET, J-L. y CARDOSO, MC. Z. de. Cassava Starch Extraction: A Typical Rural Agroindustry with a High Contamination Potencial. En: DUFOUR, D.; O'BRIEN, GM; Best R (eds.). Cassava Flour and Starch: Progress in Research and Development. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), 1996. 238 p.

-----; -----; HIDROBO, L. y APONTE, L. Influence of Flow Regime on the Concentration of Cyanide Producing Anaerobic Process Inhibition. Journal Water Science and Technology. Vol 40. No 8. 1999. 186 p.

SALAZAR MOLINA, Viviana y SÁNCHEZ VERGARA, Adriana Lorena. Evaluación de Inóculos para Tratamiento Anaeróbico del Efluente del Sedimentador de Almidón de Yuca. Popayán: Universidad del Cauca, 2007.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 12 th ed, Am. Pub. Hlth, Ass., Am. Wat. Poll. Control Fed., Oxygen Demand, 1965, p 65.

TEPPER, Ricardo y GONZÁLEZ A., Carlos. Bondades del Uso de las Raíces y Tubérculos como Fuentes de Energía en la Alimentación de Cerdos. Laboratorio Sección de Porcinos, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela.
URL: <http://www.sian.info.ve/porcinos/eventos/expoferia2004/ricardo.htm>

TORRES, P.; RODRÍGUEZ, J. y ROJAS, O. Extracción de Almidón de Yuca. Manejo Integral y Control de la Contaminación Hídrica. Cali: Universidad del Valle, 2005.

VALENCIA ESCOBAR, Marvin E. Desempeño de un Filtro Anaerobio de Flujo Horizontal con Guadua Como Medio de Soporte en la Depuración de los Efluentes

Provenientes del Proceso de Extracción de Almidón de Yuca. Cali: Universidad del Valle, 2004.

VÁSQUEZ RODRÍGUEZ, Gabriela A. y BELTRÁN HERNÁNDEZ, Rosa Icela. Pruebas Normalizadas para la Evaluación de la Biodegradabilidad de Sustancias Químicas, Una Revisión. Vol. 29. Número 010. Caracas: Asociación Interciencia, 2004. 573 p.