

REPÚBLICA DE VENEZUELA  
UNIVERSIDAD DEL ZULIA  
NÚCLEO COSTA ORIENTAL DEL LAGO  
PROGRAMA DE INGENIERÍA



**EVALUACION DE LA INTEGRIDAD MORFOLOGICA DEL LODO  
GRANULAR DE REACTORES “UASB” TRATANDO  
AGUAS DE PRODUCCION PETROLERA**

Trabajo Especial de Grado para optar al título de Ingeniero Civil

**AUTORES:**

ROMERO SANDREA, Hiledi Isabel  
C.I: 11.889.933  
ITURBE VALERO, Yamileth del C.  
C.I: 15.068.477

Tutora Académico:  
Prof. Dra. Nancy Rincón L.

Cabimas, Junio del 2008

*EVALUACION DE LA INTEGRIDAD  
MORFOLOGICA DEL LODO GRANULAR DE  
REACTORES "UASB" TRATANDO AGUAS DE  
PRODUCCION PETROLERA*



NÚCLEO COSTA ORIENTAL DEL LAGO  
PROGRAMA DE INGENIERIA  
SECRETARIA DOCENTE

PINGS-341

**VEREDICTO**

Nosotros , Profesores, **NANCY RINCÓN , ALTAMIRA DÍAZ, MARIELBA MAS Y RUBI**, designados como jurado Examinador del Trabajo Especial de Grado Titulado "EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD MORFOLOGICA DEL LODO GRANULAR DE REACTORES UASB", que presenta el (la) Br: **ROMERO SANDREA HILEDI ISABEL , C.I: V-11.889.933**, nos hemos reunido para revisar dicho trabajo y después del interrogatorio correspondiente, lo hemos aprobado, calificándolo como excelente de acuerdo con las normas vigentes aprobadas por el Consejo Universitario del Programa de Ingeniería de la Universidad del Zulia para la evaluación del trabajo Especial de Grado. En fe de lo cual firmamos, en Cabimas a los treinta días del mes de mayo de dos mil ocho.

  
Prof. **NANCY RINCÓN**

  
Prof. **ALTAMIRA DÍAZ**

  
Prof. **MARIELBA MAS Y RUBI**

  
Vo.Bo.:  
Prof. **RAYSA BALZA**  
COORDINADOR DEL PROGRAMA DE INGENIERIA  
NÚCLEO - LUZ-COL.

"COMPROMETIDOS CON EL PROCESO DE TRANSFORMACION HACIA LA NUEVA UNIVERSIDAD AL CONTESTAR SE AGRADECE HACER REFERENCIA AL NUMERO DE ESTA COMUNICACIÓN"



NÚCLEO COSTA ORIENTAL DEL LAGO  
PROGRAMA DE INGENIERIA  
SECRETARIA DOCENTE

PINGS-321


**VEREDICTO**

Nosotros, Profesores, **NANCY RINCÓN, ALTAMIRA DÍAZ, MARIELBA MAS Y RUBI**, designados como jurado Examinador del Trabajo Especial de Grado Titulado "EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD MORFOLOGICA DEL LODO GRANULAR DE REACTORES UASB", que presenta el (la) Br: **ITURBE VALERO YAMILETH DEL CARMEN, C.I: V-15.068.477**, nos hemos reunido para revisar dicho trabajo y después del interrogatorio correspondiente, lo hemos aprobado, calificándolo como Excelente de acuerdo con las normas vigentes aprobadas por el Consejo Universitario del Programa de Ingeniería de la Universidad del Zulia para la evaluación del trabajo Especial de Grado. En fe de lo cual firmamos, en Cabimas a los treinta días del mes de mayo de dos mil ocho.

  
Prof. **NANCY RINCÓN**

  
Prof. **ALTAMIRA DÍAZ**

  
Prof. **MARIELBA MAS Y RUBI**

  
Vo.Bo.:  
Prof. **RAYSA BALZA**  
COORDINADOR DEL PROGRAMA DE INGENIERIA  
NÚCLEO - LUZ-COL.

"COMPROMETIDOS CON EL PROCESO DE TRANSFORMACION HACIA LA NUEVA UNIVERSIDAD AL  
CONTESTAR SE AGRADECE HACER REFERENCIA AL NUMERO DE ESTA COMUNICACIÓN"

*FRONTISPICIO*

“EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD MORFOLÓGICA DEL LODO  
GRANULAR DE REACTORES “UASB” TRATANDO  
AGUAS DE PRODUCCIÓN PETROLERA”

---

ROMERO Hiledi Isabel  
C.I: 11.889.933  
Telf: 0416-1600301

---

ITURBE Yamileth del Carmen  
C.I: 15.068.477  
Telf. 0414-0607503

---

Prof. Dra. Nancy Rincón L.

*PÁGINA DE EVALUACIÓN*

EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD MORFOLÓGICA DEL LODO  
GRANULAR DE REACTORES "UASB" TRATANDO  
AGUAS DE PRODUCCIÓN PETROLERA.

ROMERO SANDREA, Hiledi Isabel  
ITURBE VALERO, Yamileth del Carmen

C.I: 11.889.933  
C.I: 15.068.477

Números Letras  
Calificación Obtenida

Observaciones: \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

Evaluadores.

Firma

Lugar y Fecha

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

## *DEDICATORIA*

*A mi ESPOSO, quien con dedicación y esmero ha sido un pilar fuerte en la culminación de una de mis metas.*

*A mi MADRE, por su labor ejercida en la concepción de mi vida.*

*A mis HIJOS, por quienes he corrido en esta carrera.*

*A mi DIOS quien, sin su ayuda nada es posible en esta tierra, ya que él hace llover su Bendición sobre malos y buenos, quien me ha guardado con vida y me ha dado sus dotes de inteligencia y conocimiento. GRACIAS.*

*HILEDI ROMERO*

## DEDICATORIA

*A DIOS TODOPODEROSO por darme vida, guiarme, protegerme durante todo este camino.*

*A mis Padres OMAIRA Y MELVIS por brindarme su apoyo incondicional, tanto monetaria como moral, por su esfuerzo y trabajo, porque sin ustedes no podría haber logrado esta meta, este triunfo va dedicado primeramente a DIOS y a ustedes; los Amo.*

*A mis hermanas YESSENIA Y YOSMAIRA; quienes han estado en cada momento de mi vida brindándome su apoyo a través de palabras de aliento, compartiendo alegrías y tristezas, gracias.*

*A mis amigos: ELIANA, YUBYSAY, ANGEL, WILLIAM, MARIA ALEJANDRA, ALIBER, MARLOWIS, JORGE; por permitirme vivir momentos agradables y hacer así mi carrera más fácil, MUCHAS GRACIAS*

*A mi Primo CARLOS, por su apoyo, preocupación y compañía en momentos difíciles, GRACIAS.*

*A mi compañera de tesis HILEDI ROMERO, por ser buena amiga y por brindarme la confianza plena de realizar juntas esta tesis.*

*A todos ellos dedico este trabajo, por confiar y darme la oportunidad de marcar este inicio de un camino que hoy comienza...*

*YAMILLETH ITURBE*



## *DEDICATORIA*

*A DIOS, por guiarnos, por estar presente en nuestras vidas y camino.*

*A la profesora Msc NANCY RINCON por darnos la oportunidad de desarrollar este trabajo de investigación, por tenernos paciencia y ser como es.*

*A los profesores, IGOR RODRÍGUEZ, NOLBERTO REYES, por habernos transmitido sus conocimientos, para el desarrollo de nuestra formación académica. MUCHAS GRACIAS.*

*A la Ilustre Universidad del Zulia, por lograr una de nuestras metas en esta casa de estudio.*

*Hoy nos sentimos satisfechas por haber alcanzado uno de nuestros sueños, gracias a Dios y a cada una de aquellas personas que contribuyeron de alguna manera a lograr esta Meta. MUCHAS GRACIAS.*

## AGRADECIMIENTO

*A Dios Padre Celestial; quien encamina nuestros pasos y nos ayuda en cada una de las etapas de nuestras vidas.*

*A nuestros padres, por darnos la formación profesional, su apoyo moral y monetario y por su comprensión en todos los momentos de nuestra carrera, a ellos que son el verdadero dueño de este logro.*

*A los profesores, que contribuyeron en la realización del presente trabajo; Ing. Igor Rodríguez, Margarita Villasmil, nuestra tutora Msc Nancy Rincón.*

*A los profesores del programa de ingeniería Civil; Igor Rodríguez, Norberto Reyes, Iván Mendoza, los cuales contribuyeron en nuestra formación académica.*

*A nuestros Compañeros de estudio y amigos; Wilmer, Yanioskar, Desirée, Vanessa, Jesús, y todos aquellos que estuvieron con nosotros apoyando y prestando su amistad en todo tiempo.*

*A la Ilustre Universidad del Zulia, Núcleo Costa Oriental del Zulia, por abrirnos las puertas para nuestra formación Profesional.*

Romero Hiledi, Iturbe Yamileth. “**EVALUACIÓN DE LA INTEGRIDAD MORFOLÓGICA DEL LODO GRANULAR DE REACTORES UASB TRATANDO AGUAS DE PRODUCCIÓN PETROLERA**”, Trabajo Especial de Grado para optar al Título de Ingeniero de Civil. La Universidad del Zulia. Núcleo Costa Oriental del Lago. Maracaibo. Estado Zulia. Venezuela. División de Pregrado. 2008

## RESUMEN

En esta investigación se realizó la evaluación de la integridad morfológica de un lodo granular utilizando dos reactores UASB de 2,5 litros, en condiciones mesofílicas usando agua de producción proveniente de la deshidratación de petróleo liviano (APPL) y petróleo mediano (APPM); específicamente del patio ULE. Los reactores UASB (R1, R2) fueron operados durante un primer montaje un período de 3 meses, y un segundo montaje por un período de 15 días, con un tiempo de retención hidráulica de 24 h, con un lecho de lodo granular inóculo proveniente de una industria cervecera, alimentados con un caudal de 1,74ml/min. El rango de cargas orgánicas aplicadas fue de 1,00 – 1.35Kg DQO/m<sup>3</sup>. Los resultados experimentales mostraron que el Lodo liviano obtuvo una mayor distribución granular, así como velocidad de sedimentación, menor contenido de agua y menor turbidez con respecto al Lodo mediano y al inóculo, debido a que, el sistema de flujo acuoso fue el adecuado, trabajando con un pH de rango entre (7,15 – 7,6), una temperatura  $\pm 37^{\circ}\text{C}$ , con un porcentaje de DQO 90%, mientras que el lodo mediano obtuvo un resultado del 70% de remoción de DQO, éste se vio afectado por un pH mayor de 8,00. Por lo tanto la granulación del lodo es un indicador de la buena operación del sistema UASB en condiciones específicas y la temperatura óptima para el crecimiento bacteriano dependiendo de cada especie.

**Palabras claves:** Lodo granular anaerobio, tratamiento anaerobio, biodegradabilidad, Tiempo de retención hidráulico (TRH), UASB.

Romero Hiledi, Iturbe Yamileth. **“EVALUACION DE LA INTEGRIDAD MORFOLOGICA DEL LODO GRANULAR DE REACTORES UASB TRATANDO AGUAS DE PRODUCCION PETROLERA”**, Trabajo Especial de Grado para optar al Título de Ingeniero de Civil. La Universidad del Zulia. Núcleo Costa Oriental del Lago. Maracaibo. Estado Zulia. Venezuela. División de Pregrado. 2008

### ABSTRACT

In this research we realize the evaluation of the morphologic integrity of a granular mud using two reactors UASB of 2,5 liters, in conditions mesofilicas using the water of production from the dehydration of lewd oil (APPL) and medium oil (APPM); specifically of the court ULE. The UASB reactors (R1, R2) were operated during a period of 3 months in the first montage and a second montage for 15 days, with a hydraulics retention of 24 hours with a inocule granular bed from a beer industry, fed on a wealth of 1,74ml/min. The load organic range applied was of 1,00 - 1.35Kg DQO/m<sup>3</sup>. The experimental results showed that the lewd mud obtained a major granular distribution , as sedimentation velocity, low water content with respect medium mud and the inocule growth due to the fact that, the system of watery flow was the suitable one, working with a pH of range among (7,15 - 7,6), a temperature  $\pm 37^{\circ}\text{C}$ , with a percentage of DQO 90 %, the while the medium mud finding a70% of DQO remotion, this was affected by a pH major of 8,00, one organic low load, and for the process of decantation, with a percentage of DQO of 50 %. Therefore the granulation of the mud is an indicator of the good operation of the system UASB in specific conditions and the ideal temperature for the bacterial growth depending on every specie.

Keywords: Mud granular anaerobic, Anaerobic treatment, biodegradability, hydraulic retention time (HRT), UASB.

## ÍNDICE GENERAL

	<b>Pag.</b>
FRONTISPICIO	III
PÁGINA DE EVALUACIÓN	IV
DEDICATORIA	V
AGRADECIMIENTO	VIII
RESUMEN	IX
ÍNDICE GENERAL	XI
ÍNDICE DE TABLAS	XV
ÍNDICE DE FIGURAS	XVII
ABREVIATURAS	XVIII
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I MARCO TEÓRICO	5
1.1. Bases Teórico	6
1.1.1. Tratamiento Biológico aplicado a los efluentes de agua	8
1.1.1.1. La Biodegradabilidad	8
1.1.1.2 Tratamiento aerobio	8
1.1.1.3 Tratamiento anaerobio	9
1.1.2.- Tipos de Contaminantes del Agua	10
1.1.2.1. Contaminantes químicos	10
1.1.2.2. Contaminantes físicos	10
1.1.2.3. Contaminantes biológicos	11
1.1.3. Reactores	11
1.1.4. Tipos de Reactores.	12
1.1.4.1. Reactor Hídrico	12
1.1.4.2. Reactor (UASB)	13
1.1.4.3. Sistema de aireación de alta tasa con portadores biológicos.	15
1.1.4.4. Sistema Hidro-plantas	16
1.1.4.5. Terra planta	17

1.1.4.6. Reactores de proceso Convencional	17
1.1.4.7. Reactores de materias fijadas	18
1.1.4.8. Reactores de materiales floculantes	18
1.1.4.9. Reactor por Carga	18
1.1.5. Parámetros Químicos del agua	19
1.1.5.1. pH	19
1.1.5.2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	21
1.1.5.3. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)	21
1.1.5.4. Alcalinidad	22
1.1.5.5. Temperatura	23
1.1.6. Carga hidráulica	23
1.1.7. Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)	24
1.1.8. Lodos	26
1.1.9. Tipos de lodos	26
1.1.10. Proceso de formación del gránulo anaerobio	28
1.1.10.1. Teoría sobre Granulación	28
1.1.11. Teorías referidas a los parámetros del Gránulo anaerobio.	29
1.1.11.1. Teorías referidas al tamaño del Gránulo anaerobio	29
1.1.11.2. Teorías referidas a la Velocidad de sedimentación	43
1.1.11.3. Teorías referidas al Contenido de Agua	44
1.1.11.4. Teorías referidas a la Fuerza del Lodo	44
CAPÍTULO II MARCO METODOLÓGICO	46
2.1. Tipo de Investigación	47
2.2. Diseño de la investigación	47
2.3. Montaje e instalación del sistema (UASB), tratamiento anaerobio	47
2.4. Población y Muestra	48
2.5. Parámetros Operacionales	49
2.5.1. pH	49
2.5.2. Alcalinidad	49
2.5.3. Demanda Química de Oxígeno	50

2.5.4. Composición del agua sintética residual	50
2.6. Parámetros relacionados con la integridad del lodo (procesos metodológicos)	51
2.6.1. Tamaño del gránulo	52
2.6.2. Velocidad de Sedimentación	52
2.6.3. Contenido de Agua	52
2.6.4. Fuerza del Lodo	53
CAPILUTO III PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	55
3.1 Parámetros químicos – físicos	56
3.1.1. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	56
3.1.2. Retención Hidráulica	58
3.1.3. Ph y Alcalinidad	59
3.2. Parámetros relacionados con la Integridad del lodo	61
3.2.1. Tamaño del Gránulo	61
3.2.2. Velocidad de Sedimentación	65
3.2.3. Contenido de Agua	68
3.2.4. Fuerza del Gránulo	70
	72
CONCLUSIÓN	74
RECOMENDACIONES	75
BIBLIOGRAFÍA	

## ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pag.</b>
TABLA N° 1 Composición del Agua sintética Residual	51
TABLA N° 2 DQO Lodo liviano Vs DQO lodo Mediano	57
TABLA N° 3 Porcentaje de remoción (DQO)	57
TABLA N° 4 pH lodo liviano y mediano	59
TABLA N° 5 Promedio de pH de lodo liviano y mediano	60
TABLA N° 6 Alcalinidad Lodo liviano y Mediano	60
TABLA N° 7 Promedio de alcalinidad Lodo liviano y Mediano	61
TABLA N° 8 Discusión de resultados (Distribución del tamaño del grano)	62
TABLA N° 9 Promedio de ensayos realizados a las muestras del lodo para la velocidad de sedimentación.	66
TABLA N° 10 Velocidad de Sedimentación del Lodo granular Anaerobio	67
TABLA N° 11 Contenido del agua (Lodo liviano)	68
TABLA N° 12 Contenido del agua (Lodo Mediano)	69
TABLA N° 13 Contenido del agua (semilla) o de control	69
TABLA N° 14 Fuerza del Lodo	70



## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Pag.</b>
Figura N° 1 Reactor de tipo Hídrico	13
Figura N° 2 Esquema UASB	15
Figura N° 3 Planta compacta depuradora UASB	15
Figura N° 4 Sistema de aireación de alta tasa	16
Figura N° 5 Reactor de alta tasa de Nijhuis	16
Figura N° 6 Sistema Hidro-planta	17
Figura N° 7 Sistema terra-planta	17
Figura N° 8 Tipo de Sistema Convencional	18
Figura N° 9 Agregados microbianos (tipos de lodos)	25
Figura N° 10 Procesos que contribuyen a la acumulación de la película biológica	31
Figura N° 11 Diagrama de la estructura del lodo granular en formación según la teoría del spaghetti	34
Figura N ° 12 Lodos granular esférico	35
Figura N° 13 Diagrama de la estructura interna del lodo granular anaerobio.	45
Figura N° 14 Lodo granular liviano sometido al proceso de UASB (1300DQO)	58
Figura N° 15 Distribución de tamaño del Lodo liviano y Mediano	62
Figura N° 16 Contenido de agua en Lodos inóculo tratado con agua de producción Vs lodo semilla o de control	68

## ABREVIATURAS

**Alcn:** Alcalinidad.

**APPL:** Agua de producción de petróleo Liviano.

**APPM:** Agua de producción de petróleo mediano.

**AGV:** Ácidos grasos volátiles.

**Biofilm:** Película biológica.

**DQO:** Demanda Química de Oxígeno.

**DBO:** Demanda Bioquímica de Oxígeno.

**EGSB:** Reactor Anaeróbico de Lecho Extendido.

**G:** Gramo.

**h:** Horas.

**H:** Carga Hidráulica total

**hf:** Pérdida de energía

**H<sub>2</sub>:** Hidrógeno

**m:** Metro.

**mm:** Milímetro.

**min:** Minuto.

**mg:** Miligramo.

**ml:** Mililitro.

**Metanotrix:** Bacteria biológica

**Methanogenic:** Bacteria biológica

**Ltr:** Litro.

**pH:** Potencial de Hidrógeno.

**PEC:** Polímeros extra-celulares.

**PPM:** Partes por millón.

**p:** Presión.

**RIL:** Residuo Industriales Líquido.

**R1:** Agua de producción de petróleo liviano

**R2:** Agua de producción de petróleo mediano.

**TRH:** Tiempo de Retención Hidráulica.

**UASB:** Reactor de manto de lodo de Flujo Ascendente.

**VS:** velocidad de Sedimentación.

**Va:** Velocidad ascendente

**VVS:** Volumen de sólidos suspendidos

**WAP:** Absorción de agua de polímeros.

## INTRODUCCIÓN

Los procesos biológicos han demostrado ser la mejor manera de eliminación de los compuestos orgánicos presentes en las aguas de desechos, aplicados como pre-tratamiento o junto con procedimientos hidráulicos, o físico-químicos. Las alternativas biológicas son dos: tratamiento aerobio y tratamiento anaerobio.

El tratamiento anaerobio puede ser empleado a muy bajos costos, debido a que una planificación técnica y reactores relativamente económicos son usados, además los sistemas de tratamiento anaerobio pueden ser operados con poco consumo de energía (Lettinga, 1995; Yamaguchi, 1991).

Uno de los distintos reactores es el denominado *reactor UASB* que han sido instalados alrededor del mundo, para el tratamiento de varios tipos de agua residual. Estos procesos son llamativos por su capacidad de retener altas concentraciones de masa biológica con elevada actividad específica y el manejo de una carga orgánica con buena remoción de DQO. Es un reactor de parámetros bien definido, que tiene la ventaja de no requerir materiales de relleno o equipos electromecánicos complicados, además de ser atractivos por su efectiva disminución de los costos.

Según las condiciones hidráulicas y el substrato utilizado en este tipo de reactor, se puede formar un lodo granular con buenas características de sedimentación y alta actividad metanogénica, que favorece retención de la biomasa. (VIÑAS, M. 1994)

La biodegradación de los desechos orgánicos en ausencia de oxígeno requiere de actividades metabólicas coordinadas por un consorcio de bacterias anaeróbicas catalizadoras de carbono. El proceso completo involucra muchas asociaciones simbióticas directas e indirectas entre los diferentes grupos tróficos, como acidógenos, acetógenos y metanógenos (Morgan, 1991).

En el estudio los agregados microbianos utilizados en los sistemas de tratamiento anaerobios de aguas residuales, han sido distinguidos dos clases de agregados, siguen las condiciones operacionales a saber (Bellonti, 1997; Brito, 1997).

- Flóculos, con una estructura laxa, los cuales después del asentamiento no pueden ser individualizados.
- Gránulos, paquete denso con una forma granular individual.

El *lodo granular* puede ser descrito como un biofilm (película biológica) esférico consistente de un consorcio microbiano densamente empacado, dispuesto en capas ordenadas con cavidades, las cuales indican la producción de gas, esta disposición ordenada es conocida como arquitectura del lodo granular y es susceptible a diversos factores, los más estudiados han sido: pH, temperatura y composición del agua de desecho (Fox, 1998; Pollis, 1998; Riffat, 1998; Stover, 1998; Guo, 1997; Forster, 1995; Quamby, 1995; Schmidt, 1995; Thaveersri, 1995; Zentgrat, 1995; Dancong, 1994; Woorland, 1994; Morgan, 1992; Guiot, 1992; Morgan, 1991; McLeod, 1990; Wu, 1987).

La estabilidad del *lodo granular* está determinada por la ecología bacteriana. Los gránulos presentan tres grupos principales de bacterias, acidógenos, acetógenos y metanógenos. Estos tres grupos microbianos funcionan juntos en una cadena para digerir los nutrientes presentes en el agua residual para producir metano (Morgan, 1991).

Sin embargo la digestión anaeróbica ha sido dirigida hacia parámetros operacionales tales como producción de gases, ácidos grasos volátiles, actividad metanogénica, sólidos suspendidos volátiles, bio-acumulación de metales, los cuales reflejan sólo las condiciones fisiológicas del consorcio microbiano sin considerar la integridad de los gránulos anaerobios representada mediante la morfología externa y parámetros relacionados como velocidad de sedimentación, distribución del tamaño, fuerza del lodo y contenido de agua, los cuales tienen incidencia directa sobre el funcionamiento del lodo; sin embargo estos ha sido muy poco estudiados debido a la tarea laboriosa que representa (Riffat, 1998; Stover, 1998; Bhattacharya, 1995; Lettinga, 1995; Woolard, 1994; Guiot, 1992; Gibas, 1988; Neiheisel, 1988).

El objetivo del presente trabajo es la **Evaluación de la integridad morfológica del lodo**

**granular anaerobio en reactores anaerobios de flujo ascendente y manto de lodo (UASB)**  
tratando aguas de producción de petróleo liviano y mediano.

*CAPITULO*

*I*

## CAPÍTULO I

### *MARCO TEÓRICO*

#### *1.1. BASES TEÓRICAS:*

##### **El lodo granular**

Puede ser descrito como un biofilm (película biológica) esférico consistente de un consorcio microbiano densamente empacado, dispuesto en capas ordenadas con cavidades, las cuales indican la producción de gas también es considerado un lodo altamente activo, sedimentable y susceptible a diversos factores, los mas estudiados han sido: pH, temperatura y composición del agua de desecho, tal lodo debe ser observado en forma de gránulos. (Riffat, 1998; Stover, 1998; Forster, 1995; Quamby, 1995; Schmidt, 1995; Zentgrat, 1995; Dancong, 1994; Woorland, 1994; Morgan, 1992; Guiot, 1992; Morgan, 1991). Estos gránulos son esenciales para la obtención de degradación bacterial, así la retención de bacterias en un reactor UASB depende de la granulación de la biomasa. Por lo tanto la granulación del lodo es un indicador de la buena operación del sistema UASB (DOLFING, J, 1983).

La realización de un marco teórico; conlleva analizar teorías, investigaciones y antecedentes que se consideren validos para el contenido del estudio. Resulta conveniente localizar y consultar estudios previos, libros, revistas científicas, ensayos, tesis, entre otros., ubicando toda aquella información relacionado con nuestro problema de investigación, lo que nos ayudará a prevenir errores que se hayan cometido en estudios anteriores, orientando la realización de la presente investigación, y proveer así un marco de referencia para interpretar los resultados del estudio.

A continuación se mencionarán antecedentes referidos a este trabajo de investigación; el cual constará de recopilaciones de estudios previos, ensayos y documentos:

##### **Antecedentes de la Investigación**

CHÁVEZ DELGADO, MAGALY J. (1999):53-54 INFLUENCIA DEL NÍQUEL SOBRE EL



LODO GRANULAR ANAEROBIO EN REACTORES POR CARGA. MARACAIBO. UNIVERSIDAD DEL ZULIA. FACULTAD DE INGENIERÍA. DIVISIÓN DE GRADUADOS. (1999). Esta investigación se dirigió al estudio de los cambios sobre la morfología externa y de los parámetros relacionados con la integridad de los gránulos anaerobios, tales como contenido de agua (%), velocidad de sedimentación (m/sg), fuerza del lodo/turbidez (UNT) y distribución del tamaño, expuesto a diferentes concentraciones de Níquel (10 a 30 ppm). Tanto el contenido de agua como la velocidad de sedimentación para las diferentes concentraciones de Níquel resultando con valores más elevados, mientras que la fuerza del lodo representada por los índices de turbidez fue menor. Los resultados obtenidos fueron comparados con aquellos establecidos como referencia en control (500 µg/l). A partir de microfotografías tomadas a 40X la morfología externa de los gránulos anaerobios se observaron las diferentes alteraciones producidas por el metal ensayado. Se puede deducir que la presencia de concentraciones superiores a la establecida como nivel de referencia de concentraciones superiores a la establecida como nivel de referencia (500 µg/l) conduce a la alteración significativa de los parámetros ensayados, así como la evidencia de la desintegración de los gránulos anaerobios.

En este estudio se evaluaron parámetros que también serán ensayados en nuestra investigación como lo son fuerza del lodo, contenido de agua, tamaño del granulo y velocidad de sedimentación, por los que nos sirven como referencia metodológico - experimental.

ELISABETH H. BEHLING Q.1, YAXCELYS A. CALDERA M.2, JULIO C. MARÍN L.1, NANCY C. RINCÓN L.1 Y NOLA M. FERNÁNDEZ (2004) A.1. .EFICIENCIA DE UN REACTOR ANAEROBIO EN EL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE UNA TENERÍA. DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (DISA), ESCUELA DE INGENIERÍA CIVIL, FACULTAD DE INGENIERÍA, UNIVERSIDAD EL ZULIA. APARTADO 526, MARACAIBO 4001-A, ESTADO ZULIA, VENEZUELA.

En este trabajo se evaluó la eficiencia de un reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) de 4,570 L, para el tratamiento del efluente de una tenería bajo condiciones mesofílicas. Se evaluaron las cargas orgánicas (CO) de 1,0; 2,0; 2,5 y 3,0 kg DQO/m3d, manteniendo un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 h. Se analizaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (DQO), producción de biogás, contenido de metano, pH, alcalinidad total, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), producción de ácidos grasos volátiles (AGV) y temperatura. Se obtuvieron

porcentajes promedio de remoción de DQO de 72% y 58% para las CO de 2,5 y 3,0 kg DQO/m<sup>3</sup>d, respectivamente. El sistema mantuvo el equilibrio, mostrando relaciones AGV/alcalinidad bicarbonática menores de 0,30. Los valores promedio de porcentaje de metano fueron superiores al 89%. Los resultados muestran que el sistema estudiado arrojó una relativa alta eficiencia y una alta actividad metanogénica, bajo las condiciones operacionales aplicadas en este estudio. La mayor eficiencia de remoción de la DQO se alcanzó cuando el sistema se sometió a la menor carga orgánica.

Esta tesis aporta conocimientos sobre los ensayos básicos a los cuales son sometidas las aguas después de un tratamiento anaerobio para verificar su eficiencia. Algunos de los parámetros también serán realizados en nuestra Investigación.

SILVIA M. GONZÁLEZ, RAQUEL G. GUERRA, ANÍBAL P. TRUPIANO, MARÍA LAURA CASTAÑEDA, MARÍA E. FIGUEROA, LUCAS SEGHEZZO Y CARLOS M. CUEVAS. (2002) TRATAMIENTO DE LÍQUIDOS CLOACALES PRE-SEDIMENTADOS EN UN REACTOR UASB (REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE Y MANTO DE LODOS) EN REGIONES SUBTROPICALES. UNIVERSIDAD NACIONAL DE SALTA, CONSEJO DE INVESTIGACIÓN-INENCO, LABORATORIO DE ESTUDIOS AMBIENTALES, BUENOS AIRES 177, 4400 SALTA, ARGENTINA.

En el presente trabajo se describió un año de operación de un reactor UASB (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente y Manto de Lodos) a escala piloto (500L) para el tratamiento de líquidos cloacales pre-sedimentados. La sedimentación de sólidos tuvo lugar en un sedimentador primario convencional. El sistema opera desde 1995 en la ciudad de Salta, Argentina, y es la primera experiencia de tratamiento anaerobio de líquidos cloacales en el país. El clima de la región es definido como subtropical con estación seca con una temperatura media ambiente de 16,5°C. Lodo cloacal digerido fue utilizado como inóculo. Un manto de lodo anaerobio granular se desarrolló en el reactor. La temperatura media del influente fue 21°C.

La concentración media en el líquido cloacal crudo y en el influente el reactor fue de 228 y 152 mgDQO/L (DQO = Demanda Química de Oxígeno), respectivamente. El reactor UASB removió más del 50% de la DQO del líquido cloacal presedimentado. Una eficiencia de remoción de DQO de 68% se alcanzó en el sistema considerado (Sedimentador Primario + Reactor UASB). La concentración del efluente del reactor fue de 72 mgDQO/L, cumpliendo satisfactoriamente con las normas propuestas de volcamiento para la ciudad de Salta (125

mgDQO/L).

Se evaluó el efecto del Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) sobre la eficiencia de remoción de materia orgánica, como DQO. Se aplicaron 5 distintos TRH: 3, 4.4, 6, 7 y 9 h. El tiempo mínimo de aplicación de cada TRH fue de 30 días, a los efectos de asegurar condiciones de estado estacionario. La máxima remoción de DQO alcanzada fue de 63% para un TRH de 6 h. La actividad metanogénica específica promedio del manto de lodo fue 0.11g DQO-CH<sub>4</sub>/gSSV.d (gramos de CH<sub>4</sub> producido expresado como DQO, por gramo de Sólidos Suspendidos Volátiles del lodo, por día). El sistema de tratamiento estudiado o, eventualmente, un sistema de dos UASB en serie podría ser una buena alternativa para el tratamiento de líquidos cloacales en condiciones de temperatura moderada.

El tiempo de retención hidráulica (TRH) mencionado en este documento, también será considerado para el trabajo de investigación como mecanismo necesario durante los ensayos para la calibración de las bombas a flujo constante.

### **1.1.1. TRATAMIENTO BIOLÓGICO APLICADO A LOS EFLUENTES DE AGUA:**

#### **1.1.1.1. La Biodegradabilidad**

Es la propiedad que tienen algunos materiales complejos de ser degradados por microorganismos para formar productos finales sencillos.

La biodegradabilidad de un compuesto depende de las condiciones biológicas en las que se degrade y de su estructura química. (*Diccionario Encarta 2007*)

#### **1.1.1.2. Tratamiento Aerobio:**

La principal característica del tratamiento aerobio es que las bacterias ocupan aire (oxígeno) para reducir la polución. La eficiencia para remover los residuos, en términos de COD, en un tratamiento aerobio varía del 70% al 90% en un sistema altamente cargado, y de 90% a 98% en un sistema con baja carga. Los sistemas con una baja carga producen relativamente menos lodo en comparación con los sistemas altamente cargados, debido a la

completa mineralización del lodo. Esta mineralización también reduce los olores. (Nijhuis Water Technology/2006)

#### 1.1.1.3. Tratamiento Anaerobio:

Es el proceso de transformación que reciben ciertas materias, en el cual no existe la presencia de oxígeno ( $O_2$ ).

El tratamiento anaerobio es un proceso biológico donde microorganismos convierten los compuestos orgánicos a metano, dióxido de carbono y materia celular, principalmente. *Diccionario del agua (www.aguamarket.com/diccionario/2006)*

Se puede definir también como: Un Sistema de tratamiento biológico en ausencia de oxígeno, los cuales son modalidades de UASB (Reactor Anaerobio de Flujo de Lodo Ascendente) y EGSB (Reactor Anaerobio de Lecho Extendido). Estas tecnologías resultan muy eficientes a grandes concentraciones de DBO5. (Aquaclean/ Veolia Water Chile, USFilter Chile, Idraeco,)

En el proceso de dicho tratamiento se utilizan instrumentos preparados como son los reactores; en este caso reactor UASB, (el cual se definirá más adelante), sus principales elementos son: el sistema distribuidor del influente en la parte baja del reactor y el separador de tres fases (gas, sólido, líquido) en la parte superior.

El influente es distribuido en el fondo y mezclado con la lecho de lodo anaerobio granular por el sistema de distribución de influente.

Los compuestos orgánicos son removidos del agua residual a medida que ésta asciende hasta la parte superior del reactor y son convertidos principalmente en biogás y algo de material celular. El lodo anaerobio y el biogás son separados en el separador de tres fases. El biogás en primera instancia es quemado y posteriormente se utilizará como combustible en generadores de vapor.

Estos sistemas de tratamiento anaerobios se constituyen en una alternativa atractiva,

siendo sus costos de construcción y operación bajos y su eficiencia con respecto a la remoción de contaminantes elevada; por esto resulta conveniente adoptar esta tecnología para el beneficio de países en desarrollo como el nuestro.

La característica del sistema anaerobio consiste en que el material orgánico en el agua es reducido en una situación sin la presencia de aire. En esta situación, el material orgánico es reducido a través de la producción de biogás, el que puede ser utilizado como una fuente generadora de energía. La eficiencia de eliminación, en términos de COD, de un sistema de anaerobio varía desde un 75% a un 80%. La reducción en nitrógeno es relativamente baja. El tratamiento anaerobio es indicado para industrias que producen agua altamente contaminada, que contiene mayormente materiales disueltos. La producción de lodo de una planta de tratamiento anaerobia es muy baja. "(Nijhuis Water Technology/2006)".

### **1.1.2. TIPOS DE CONTAMINANTES DEL AGUA:**

#### **1.1.2.1 Contaminantes Químicos:**

Esto concierne tanto productos químicos orgánicos como inorgánicos. El aspecto elemental de la contaminación de productos orgánicos es la disminución del oxígeno como resultante de la utilización del existente en el proceso de degradación biológica (disminución de tamaño o transformación de una sustancia compleja en otra de estructura más sencilla), llevando con ello a un desajuste y a serias perturbaciones en el medio ambiente. En el caso de compuestos inorgánicos el resultado más importante es su posible efecto tóxico, más que una disminución de oxígeno. Sin embargo, hay casos en los cuales los compuestos inorgánicos presentan una demanda de oxígeno (DQO), contribuyendo a la disminución del mismo.

#### **1.1.2.2 Contaminantes Físicos:**

Entre ellos tenemos los siguientes parámetros como son:

*Cambios Térmicos*, la temperatura es un parámetro muy significativo por su efecto en la vida acuática, en las reacciones químicas, velocidades de reacción y en la aplicabilidad del agua a usos útiles, como el caso de las aguas provenientes de las plantas industriales, relativamente calientes después de ser usadas en intercambiadores.

*El color*, éste determina cualitativamente el tiempo de las aguas residuales, es por ello que si el agua es reciente esta suele ser gris; sin embargo como quiera los compuestos orgánicos son descompuestos por las bacterias, el oxígeno disuelto en el agua residual se reduce a cero y el color cambia a negro.

*Turbidez*, ésta es originada por los sólidos en suspensión. Se puede definir también como la falta de transparencia de un líquido, debido a las partículas en suspensión. Mientras más sólidos en suspensión, más alto será el nivel de turbidez. Esto viene referido también en la parte de parámetros de calidad de agua.

#### 1.1.2.3 Contaminantes Biológicos:

Los contaminantes de las aguas residuales son normalmente una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos. Habitualmente no es práctico, ni fácil obtener un análisis completo de la mayoría de las aguas servidas.

#### 1.1.3.- REACTORES:

Los reactores son instalaciones preparadas para que en su interior se produzcan reacciones químicas o biológicas. También se puede decir que un reactor químico, es un equipo en cuyo interior tiene lugar una reacción química, estando éste diseñado para maximizar la conversión y selectividad de la reacción con el menor costo posible.

Algunas **Clasificaciones** de los reactores respecto a su *modo de operación* pueden ser:

- ✓ Reactores discontinuos: son aquellos que trabajan por cargas, es decir se introduce una alimentación, y se espera un tiempo dado, que viene determinado por la cinética de la reacción, tras el cual se saca el producto.
- ✓ Reactores continuos: son todos aquellos que trabajan de forma continua.

Otra posible **clasificación es en función de las fases que albergan:**

- ✓ Reactores homogéneos: tienen una única fase, líquida o gaseosa.
- ✓ Reactores heterogéneos: tienen varias fases, gas-sólido, líquido-sólido, gas-líquido, líquido-líquido, gas-líquido-sólido.

Dentro de los reactores heterogéneos pueden suponerse tres tipos de reactores homogéneos como son:

- ✓ Reactores discontinuos: trabajan en estado no estacionario y el más sencillo sería un tanque agitado.
- ✓ Reactores continuos tipo tanque agitado (CSTR): estos reactores trabajan en estado estacionario, es decir que sus propiedades no varían con el tiempo. Este modelo ideal supone que la reacción alcanza: la máxima conversión en el instante en que la alimentación entra al tanque, es decir que en cualquier: punto de este equipo las concentraciones son iguales a las de la corriente de salida.
- ✓ Reactores en flujo pistón (PFR): estos reactores trabajan en estado estacionario, es decir las: propiedades en un punto determinado del reactor son constantes con el tiempo. Este modelo supone un flujo ideal de pistón, y la conversión es función de la posición.

#### **1.1.4. TIPOS DE REACTORES**

##### **1.1.4.1. Reactor Hídrico:**

Es el reactor que trabaja en ausencia de oxígeno, es decir; de forma (anaeróbica); el cual es cargado por su parte inferior produciendo un flujo ascendente, donde en una primera etapa toma contacto con un manto de lodo anaerobio.

El flujo ascendente continúa donde en una segunda etapa el RIL (Residuo Industriales Líquido) toma contacto con un cultivo fijo de bacterias anaerobias.



Fig.Nº 1: Reactor de Tipo Hídrico  
([www.wetland.cl/pagin\\_RIELES](http://www.wetland.cl/pagin_RIELES))

#### 1.1.4.2. Reactor (UASB):

Es un Reactor anaerobio de tiempos de retención hidráulicos bajos; donde el proceso de depuración del agua se produce por el paso de esta a través de manto de lodos en forma ascendente. Reactores UASB (REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE Y MANTO DE LODOS).

El reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente (UASB) es un proceso anaerobio de reciente desarrollo, y debido a su capacidad de retener altas concentraciones de biomasa, ha recibido especial atención (Bae y Lee 1999). Este es aplicado con éxito para tratar una gran variedad de aguas industriales y domésticas, y actualmente ha demostrado su factibilidad (Mc Carty 2001).

El reactor-anaerobio **UASB** (upflow anaerobic sludge blanket) es un proceso bien establecido para el tratamiento anaerobio de varios desechos líquidos. Formación de un lecho de lodos granulares, con buenas características de sedimentación (Lettinga., **1980**). La capacidad de decantación de estos lodos favorece un alto grado de retención de biomasa en el reactor que cuenta con una buena actividad metanogénica y permite lograr bajos tiempos de retención hidráulica con altos tiempos de retención de los microorganismos.



El tratamiento anaerobio presenta algunas ventajas sobre otras tecnologías alternativas tales como: bajo costo de operación, construcción compacta, producción de energía a través del biogás y baja producción de lodo; la cual resulta económicamente favorable para el tratamiento de efluentes industriales (Frankin 2001), permitiendo además su aplicación en aguas residuales extremadamente complejas (Van Lier . 2001).

Las características principales del reactor UASB incluyen una alta acumulación de masa biológica en el interior del reactor, actividad intensa, un alto tiempo de residencia celular (o edad del lodo) y un bajo tiempo de detención hidráulica. La alta edad del lodo, por lo general más de 30 días, es una indicación de que se está reduciendo una menor cantidad de lodo en exceso y el bajo tiempo de detención hidráulica es una indicación de menores costos de construcción.

Una de las principales ventajas del sistema de tratamiento y bio-digestión UASB es que son plantas compactas. Otra ventaja es la ausencia de equipos electro-mecánicos, con excepción de un eventual bombeo inicial, y en consecuencia los bajos o nulos costos de electricidad y bajos costos de operación y mantenimiento en general.

#### **Ventajas:**

- Baja inversión
- Sistema compacto
- La ausencia de equipos de control sofisticados.
- Baja producción de residuos del proceso (lodos).
- Menor consumo energético y producción de metano (biogás combustible de alto poder calorífico).
- Sencillo manejo y operación.
- Bajos costos de operación y mantenimiento.
- Adaptable a altas y bajas cargas orgánicas.
- Resiste largos tiempos sin alimentación de substrato (adecuado para industrias de temporada y/o desarrollos turísticos o vacacionales).
- Remoción de materia orgánica entre 60 y 80% según el tipo de agua residual. Producción de energía a través del biogás. *(Tegucigalpa/Hondurasgabriel moncayor)*

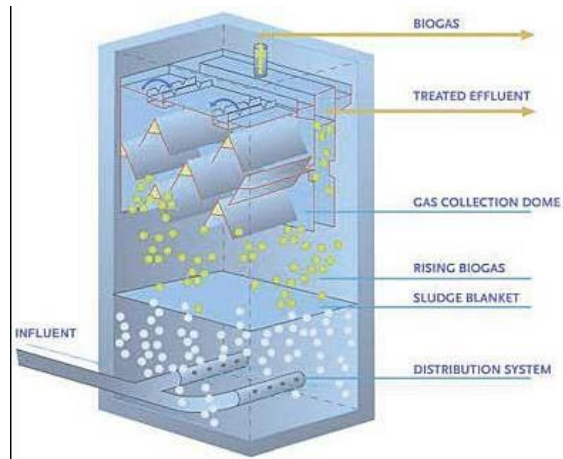


Fig.2: ESQUEMA DE UN REACTOR (UASB)  
(Nijhuis Water Technology/2006)



Fig. 3: Planta compacta depuradora UASB.  
([www.wetland.cl/pagin RIELES](http://www.wetland.cl/pagin_RIELES))

#### 1.1.4.3. Sistema de aireación de alta tasa con portadores biológicos:

Reactor aerobio de mezcla completa y portadores móviles de película fija. El cual contiene en su interior portadores móviles que permiten el cultivo fijo de bacterias.

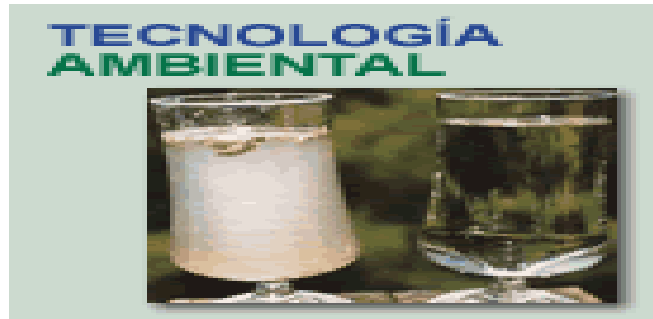


Fig.4: Sistema de aireación de alta tasa  
([www.wetland.cl/pagin RIELES](http://www.wetland.cl/pagin_RIELES))

El reactor de alta tasa de Nijhuis, esta basado en la tecnología de UASB. El sistema de separación de gas/agua y el sistema de entrada de agua son factores clave.

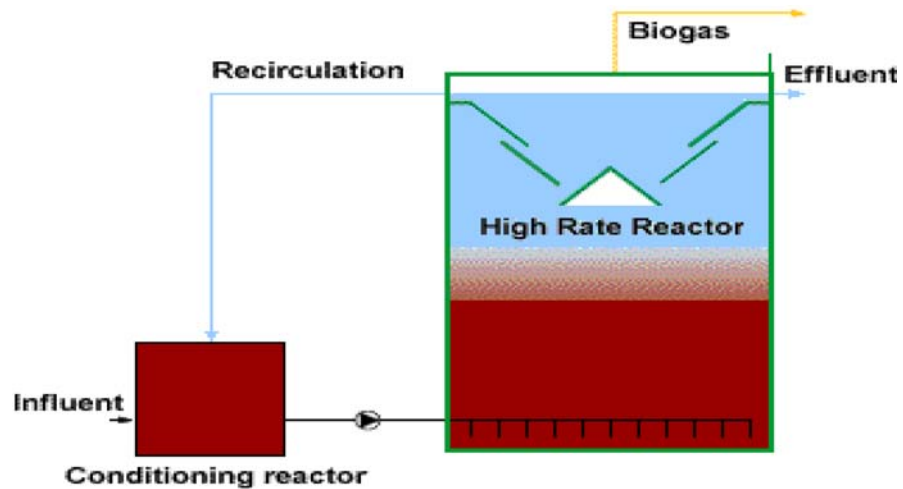


Fig.5: Reactor de alta tasa de  
(Nijhuis Water Technology/2006)

#### 1.1.4.4. Sistema Hidro-plantas:

Laguna aireada con plantas flotantes que permite la existencia de bacterias y microorganismos que purifican el agua.



Fig.6: Sistema Hidro – Plantas  
([www.wetland.cl/pagin RIELES](http://www.wetland.cl/pagin_RIELES))

#### 1.1.4.5. Terra Planta:

Lecho de áridos con plantas donde se depositan los lodos, cuya parte líquida pasa a través de la arena y lo sólido queda retenido en la parte superior donde se seca y las plantas lo transforman en humus.



FIG.7: Sistema Terra – Planta  
([www.wetland.cl/pagin RIELES](http://www.wetland.cl/pagin_RIELES))

#### 1.1.4.6. Reactores de proceso convencional:

Estos incluyen; tanques sépticos digestores de lodos municipales y tanques mezclados.

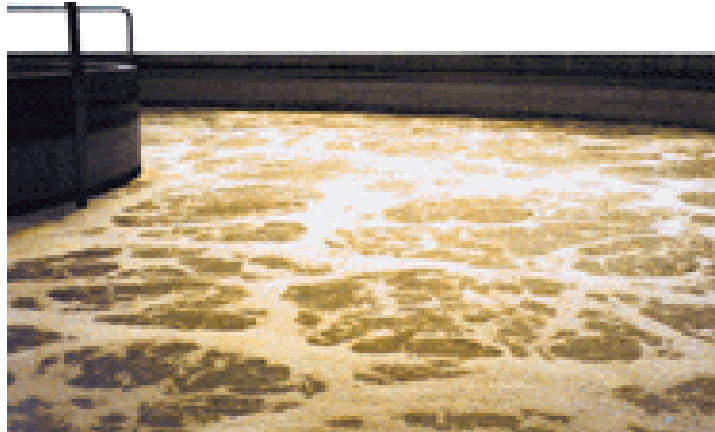


Fig.8: Tipo de Sistema Convencional  
(Nijhuis Wat Technology bolbio@hotmail.com)

#### 1.1.4.7. Reactores de materiales fijados:

Estos son los de lecho expandido, de lecho fluidizado, filtros anaerobios de flujo ascendentes y filtros anaerobios de flujo descendente.

#### 1.1.4.8. Reactores de materiales floculantes:

Son aquellos que incluyen procesos anaerobios de contacto y el reactor de lodo de flujo ascendente, más conocido por el acrónimo UASB.

#### 1.1.4.9. Reactor por Carga:

Uno de los diferentes tipos de reactores es el denominado reactor por carga, en este reactor se colocan los microorganismos junto con el agua residual biodegradable, después de un tiempo determinado, el contenido líquido es vaciado y reemplazado por otro que presenta las mismas características del anterior. En este intervalo la masa microbiana crece y la tasa de utilización de la materia orgánica se incrementa.

El cambio en la concentración del componente biodegradable "A" en un reactor por

carga (discontinuo) puede ser descrito por la siguiente ecuación diferencial de primer orden:

$$r_A = -kC_A$$

Donde:

$r_A$ : Tasa de cambio del componente "A" (Masa \* volumen<sup>-1</sup> x tiempo<sup>-1</sup>)

$k$ : Constante de reacción del componente "A" (tiempo<sup>-1</sup>)

$C_A$ : Concentración del componente "A" (masa x volumen<sup>-1</sup>)

El reactor por carga ofrece ahorros aproximadamente de 40% en cuanto a energía y capital, operaciones de ejecución y mantenimiento, rapidez y reproducibilidad, así como la tendencia elevada a producir valores conservativos para ensayos de toxicidad, siendo utilizados para el tratamiento de aguas de desechos de fuerza elevada (DQO > 1000 mg/l) (Dengue 1998, Bolen et al 1997; Stover 1998).

#### 1.1.5. PARÁMETROS QUÍMICOS DEL AGUA

Para una mayor comprensión definiremos lo que significa "*parámetro*". Un parámetro es un dato o factor que se toma como necesario para analizar o valorar una situación. Algunos parámetros importantes son:

##### 1.1.5.1. pH:

La concentración del ión hidrogeno es un importante parámetro de calidad tanto para aguas naturales como aguas residuales. El intervalo de concentración para la existencia de la mayoría de la vida biológica es muy estrecho y crítico. El *agua industrial* con una concentración adversa de ión de hidrógeno es difícil de tratar con métodos biológicos y si la concentración no se altera antes de la evacuación, el efluente puede alterar la concentración de las aguas naturales.

El pH de los sistemas acuosos puede medirse convencionalmente con un pH-metro, así como se pueden utilizar indicadores que cambian de color a determinados valores de pH.

$$\text{pH} = -\text{Log}[\text{H}^+]$$

En 1909 el químico danés Sørensen definió el **potencial Hidrógeno** (pH) como el logaritmo negativo de la actividad de los iones hidrógeno. Esto es:

$$\text{pH} = -\log_{10} [a_{\text{H}^+}]$$

Desde entonces, el término pH ha sido universalmente utilizado por la facilidad de su uso, evitando así el manejo de cifras largas y complejas. En disoluciones diluidas en lugar de utilizar la actividad del ion hidrógeno, se le puede aproximar utilizando la concentración molar del ión hidrógeno.

El pH típicamente va de **0 a 14** en disolución acuosa, siendo ácidas las disoluciones con pH menores a 7, y básicas las que tienen pH mayores a 7. El pH = 7 indica la neutralidad de la disolución (siendo el disolvente agua). Se considera que p es un operador logarítmico sobre la concentración de una solución:  $p = -\log [\dots]$ , también se define el **pOH**, que mide la concentración de iones  $\text{OH}^-$ .

Puesto que el agua está disociada en una pequeña extensión en iones  $\text{OH}^-$  y  $\text{H}^+$ , tenemos que:

$$K_w = [\text{H}^+][\text{OH}^-] = 10^{-14}$$

En donde  $[\text{H}^+]$  es la concentración de iones de hidrógeno,  $[\text{OH}^-]$  la de iones hidróxido, y

$K_w$  es una constante conocida como *producto iónico del agua*.

Por lo tanto,

$$\log K_w = \log [\text{H}^+] + \log [\text{OH}^-]$$

$$-14 = \log [H^+] + \log [OH^-]$$

$$14 = -\log [H^+] - \log [OH^-]$$

<b>pH + pOH = 14</b>
----------------------

#### 1.1.5.2. Demanda Química de oxígeno (DQO):

La **demanda química de oxígeno** (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mg O<sub>2</sub>/litro.

Es un método aplicable en aguas continentales (ríos, lagos, acuíferos, etc.), aguas residuales o cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica. No es aplicable para las aguas potables debido al valor tan bajo que se obtendría y, en este caso, se utiliza el método de oxidabilidad con permanganato potásico.

El método mide la concentración de materia orgánica. Sin embargo, puede haber interferencias debido a que haya sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos, yoduros, etc.)

El procedimiento se basa en la oxidación de la materia utilizando di-cromato de potasio como oxidante en presencia de ácido sulfúrico e iones de plata como catalizador. La disolución acuosa se calienta bajo reflujo durante 2 h a 148 °C. Luego se evalúa la cantidad del di-cromato sin reaccionar titulando con una disolución de hierro. La demanda química de oxígeno se calcula a partir de la diferencia entre el di-cromato añadido inicialmente y el di-cromato encontrado tras la oxidación.

Basándose en el mismo principio se puede utilizar la espectroscopia ultravioleta-visible, mediante mediciones fotométricas del color producido por la reducción del di-cromato a ión cromo 3 (Cr+3) posterior a la digestión.

#### 1.1.5.3. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO):

Llamada también demanda bioquímica de oxígeno se usa como una medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica biodegradable presente en la muestra de agua y como resultado de la acción de oxidación bioquímica aeróbica, es por esto



que este parámetro de polución sea tan utilizado en el tratamiento de las aguas residuales, ya que con los datos arrojados se pueden utilizar para dimensionar las instalaciones de tratamiento, medir el rendimiento de algunos de estos procesos. Con los datos de la DBO podrá así mismo calcularse la velocidad a la que se requerirá el hidrogeno.

La demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es un parámetro que mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida, y se utiliza para determinar su grado de contaminación. Normalmente se mide transcurridos 5 días (DBO<sub>5</sub>) y se expresa en mg O<sub>2</sub>/litro.

#### 1.1.5.4. Alcalinidad:

La definición de alcalinidad sobre la base del balance de cargas, si bien es útil, no es estrictamente correcta. En realidad, el concepto más adecuado es el de un **balance entre ácidos y bases** presentes en el agua. De esta manera, la *definición* de alcalinidad desde una óptica *matemática* deberá estar sustentada sobre la ecuación de conservación para los iones (H<sup>+</sup>).

**Experimentalmente:** *la capacidad neutralizante de un sistema acuoso en el caso de que el punto final de la valoración ácido-base coincidiese con el punto de equivalencia del CO<sub>2</sub>.*

**Otra definición de alcalinidad** podría ser; la capacidad tapón del agua; la capacidad del agua de neutralizar. Evitar que los niveles de pH del agua lleguen a ser demasiado básico o ácido. Es también añadir carbón al agua. La alcalinidad estabiliza el agua en los niveles del pH alrededor de 7. Sin embargo, cuando la acidez es alta en el agua la alcalinidad disminuye, puede causar condiciones dañinas para la vida acuática.

En química del agua la alcalinidad se expresa en PPM o en mg de carbonato equivalente del calcio. La alcalinidad total del agua es la suma de las tres clases de alcalinidad; alcalinidad del carbonato, del bicarbonato y del hidróxido.

En los sistemas anaerobios es muy importante mantener un nivel adecuado de la alcalinidad para evitar que el pH descienda por debajo de 6, ya que los metanos- bacterias no pueden actuar por debajo de este valor. En caso de que esto no sea posible se debe neutralizar el sistema por medio de un agente externo, que puede ser bicarbonato de sodio, siendo este un compuesto muy utilizado.

#### 1.1.5.5. Temperatura:

La *temperatura* es una magnitud escalar la cual es una propiedad de todos los sistemas termodinámicos en equilibrio térmico (o sea que no presentan intercambio de calor entre sus partes). En la escala microscópica, la temperatura se define como el promedio de la energía de los movimientos de una partícula individual por grado de libertad. Se refiere a las nociones comunes de calor o frío, por lo general un objeto más "*caliente*" tendrá una temperatura mayor. Los procesos anaerobios dependen de esta magnitud, ya que esta afecta a las reacciones químicas presentes, el consumo de energía y el tiempo mínimo de retención celular. Por ejemplo en el rango mesofílico, el valor máximo de funcionamiento está entre 30° y 45°C, mientras que el funcionamiento en el grupo de las termofílicas varía entre 45° y 57°C.

Una vez que en un sistema se hayan establecido los rangos específicos de temperatura y las condiciones estables, debe mantenerse dicho sistema, ya que cambios de temperaturas por muy pequeños que sean pueden causar un balance entre los grupos de bacterias, y así ocasionar la pérdida del sistema.

#### 1.1.6 CARGA HIDRÁULICA:

La carga hidráulica también es importante para el diseño. Ésta se refiere a la cantidad de efluente que se aplica por pie cuadrado de superficie de la zanja. Puesto que el agua se filtra más despacio en suelos arcillosos que en suelos arenosos o limosos, la velocidad de la carga hidráulica es más baja en arcilla que en limo, y más baja en limo que en arena. Como los suelos arcillosos tienen una conductividad muy baja, sólo los campos de drenaje no estándar se pueden usar en arcilla.

La energía hidráulica se manifiesta a través de lo que se conoce como carga hidráulica total,  $H$ , que es la energía que tiene el fluido por unidad de peso del mismo y que se mide en unidades de longitud (metros). En Hidráulica se utiliza para medir la energía, la ecuación de Bernoulli, que es la expresión en ese campo del principio de conservación de la energía. La ecuación de Bernoulli establece que la carga hidráulica total se conserva a lo largo de una corriente fluida y que la diferencia de carga entre dos puntos de dicha corriente, se debe a las pérdidas de energía (carga),  $hf$ , debidas a la circulación del fluido entre los dos puntos.

La energía hidráulica de una partícula de fluido, o sea la carga, se presenta en tres formas:

- La energía de posición o potencial por unidad de peso, medida respecto a un plano de referencia, llamada carga a elevación,  $h$ . También se denomina carga estática.
- La energía por unidad de peso debida a la presión, denominada carga a presión, representada por la expresión  $p/g$ .
- La energía cinética por unidad de peso, debida a la velocidad del fluido, o carga a velocidad, expresada por  $U^2/2g$ .

El principio se aplica a la corriente fluida, tomando una partícula representativa del movimiento medio de la corriente, y se expresa por la ecuación:  $p/g + h + U^2/2g = H = \text{constante}$ , que indica que la carga total, es la suma de la carga a presión, la carga a elevación y la carga a velocidad.

Donde:

$h$ : Altura de la partícula respecto al nivel de referencia.

$p$ : Presión sobre la partícula.

$g$ : Peso específico absoluto del fluido.

$U$ : Velocidad de la partícula.

$g$ : Intensidad de la gravedad.

Por otra parte, es muy importante destacar que las formas de la energía hidráulica son intercambiables, o sea, que cualquiera de ellas puede transformarse en cualquiera de las otras.

### 1.1.7 TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA (TRH):

Es el tiempo en que el flujo de agua residual se tarda en ascender dentro de un reactor. Se puede decir que el tiempo de retención hidráulico se ve afectado por la temperatura, ya que a menores temperaturas, el proceso de retención es mas largo.

La determinación del tiempo de retención depende del tipo de lodo presente dentro del reactor bien sea (floculento o granular) y de la eficiencia del separador Gas-líquido.



Fig. N 9 Agregados Microbiano (tipos de Lodos)

Los reactores UASB con lodo granular pueden soportar velocidades ascendentes de 3m/h para aguas residuales soluble de 1.5m/h para aguas parcialmente soluble. Para estas condiciones se retiene el lodo granular dentro del reactor. Velocidades ascendentes elevadas lavarán el lodo sedimentado que pueden causar serios problemas sino se cuenta con un adecuado postratamiento. Agua residual concentrada en DQO producirá una importante cantidad de gas, por lo que la altura deberá ser la adecuada conforme a la velocidad para evitar problemas de retención de sólidos suspendidos. NOYOLA, R, (1994).

El incremento de temperatura del funcionamiento del sistema disminuye el tiempo medio de retención granular.

Cuando la velocidad ascendente es el factor limitante ( $DQO < 1000\text{mg/l}$ ) el tiempo de retención hidráulico queda expresado así:

$$h = V_a * TRH$$

Donde:

$h$  = Altura del reactor, (m)

$V_a$  = Velocidad ascendente en la zona de lodos (m/h).

$TRH$  = Tiempo de retención hidráulico.

### 1.1.8. Lodos

*Def. Lodo.* “Mezcla de tierra y agua, especialmente la que resulta de las lluvias en el suelo”. (Diccionario Encarta)

### 1.1.9. Tipos de Lodos.

\* *Lodo Crudo:* “Es aquel que no ha sido tratado ni estabilizado, que puede extraerse de plantas de tratamiento de aguas residuales. Tiende a producir la acidificación de la digestión y produce olor”. (Source: Treatment handbook, Degemant 1994).

Este lodo tiene un contenido generalmente entre 93% a 99%. De manera que la deshidratación (a un contenido de materia orgánica de 35%) o secado (a un contenido de materia orgánica del 85%) es necesario para su uso posterior.

\* *Lodo Primario:* El lodo primario es producido durante los procesos de tratamiento primario de las aguas residuales. Esto ocurre después de las pantallas y desarenado y consiste en productos no disueltos de las aguas residuales. El lodo en el fondo de tanque primario de sedimentación se llama también lodo primario. La composición del lodo depende de las características del área recogida de las aguas. El lodo primario contiene generalmente una gran cantidad de material orgánica, vegetales, frutas, papel, etc.

\* *Lodo Activo:* La eliminación de materia orgánica disuelta y los nutrientes de las aguas residuales tiene lugar durante el tratamiento biológico del agua. Normalmente se caracteriza por la interacción de distintos tipos de bacterias (Microorganismo unicelular procarionte, cuyas diversas especies causan las fermentaciones, enfermedades o putrefacción en los seres vivos o en las materias orgánicas), y microorganismos (son los protozoos y rotíferos que actúan como depurificadores de los efluentes, que requieren oxígeno para vivir, crecer y multiplicarse y consumen materia orgánica. El lodo resultante se llama lodo activo. Normalmente este lodo esta en forma de flóculos (grumo que aparece en una floculación) que contienen biomasa viva y muerta además de partes minerales y orgánicas adsorbida y almacenada.

Las principales características de estos lodos es el contenido en microorganismos, que utilizan nutrientes en solución para el crecimiento celular contribuyendo a la limpieza del agua residual.

\* *Lodo Activo de Retorno*: El lodo activo de retorno que proviene del tanque de aireación biológica, al clarificador final. Los flóculos de lodo activo sedimentan al fondo y pueden separarse del agua limpia residual. La mayoría del lodo que se lleva de nuevo a tanque de aireación es llama lodo activo de retorno. El propósito del este sistema de lodo activo de retorno es la de mantener una alta concentración de microorganismos en el tanque de aireación.

\* *Lodo Secundario*: "Para alcanzar una vida del lodo constante, la biomasa en exceso debe de eliminarse de la planta biológica de tratamiento. El lodo en exceso contiene partículas no hidrolizables y biomasa resultado del metabolismo celular". (Source:Treatment handbook, Degemant 1994).

\* *Lodo Terciario*: Se produce a través de los últimos pasos de dicho tratamiento, es decir, ex-Adición de agentes floculantes.

\* *Lodo Digerido*: Es el que tiene lugar en los procesos de digestión aeróbica (Dicho de un ser vivo: Que necesita oxígeno para subsistir). Tiene color negro y olor a tierra. Generalmente tiene una proporción de cuerpo orgánico del orden de 45%-60 %.

\* *Lodo Grasoso*: Este generalmente no es muy profundo pero como contiene mucha arcilla, es muy resbaloso. Encontrarás algo similar en los Azufres donde tienes buena flotación pero poca tracción.

\* *Lodo Grueso*: Se parece al lodo grasoso pero es mucho más profundo, contiene también arcilla pero es más húmedo. Este lodo es difícil porque no te da ni flotación ni tracción.

\* *Lodo Cubierto*: Este lodo es de cualquier tipo pero se esconde bajo el agua. Se puede encontrar en corrientes de agua, ríos o estanques. A veces es un sedimento arena. En agua sin

corriente, el fondo normalmente contiene lodo tipo rocoso, grasoso, o GUMBO.

#### **1.1.10. PROCESO DE FORMACIÓN DEL GRÁNULO ANAEROBIO:**

1.1.10.1. Teoría sobre la Granulación: Las teorías sobre la granulación de lodo anaerobio repasada en este artículo (Water Research 38 (2204) 1376-1389) "*Anaerobic sludge granulation* L: W. Hulshoff Pol, S:I. De Castro Lopes. G. Lettinga, P: N. Lens" son organizadas en tres grupos a saber; físicos, microbianos y termodinámicos, que son considerados como el factor principal responsable de la formación de gránulo. Sin embargo, esta división no son completamente agrupadas, algunas teorías tienen rasgos que podrían encajar también en otra clasificación.

La formación de los lodos anaerobio granulares puede ser considerado como la mayor razón de la introducción exitosa de la lecho del lodo anaerobio de flujo ascendente **UASB**, el concepto de reactor para tratamiento de efluentes industriales.

Este proceso de granulación permite tarifas de cargamento en reactores de UASB bajas, comúnmente aplicada hasta ahora en los procesos convencionales de lodo activado. La reducción del tamaño del reactor y el área requerido para el tratamiento conlleva a bajos costos de inversión además de los gastos reducidos de explotación debido a la ausencia de aireación.

Estas altas tasas de carga que realiza son posibles principales por dos factores:

##### **a.- Características que han colocado como superior al lodo granular:**

Este se refiere el no permitir relacionar el tiempo extremo de retención hidráulico a partir del tiempo de retención del sólido (o la edad de lodo). Las veces de retención de los sólidos de más de 200 días pueden ser alcanzadas en las veces de retención hidráulica de sólo 6 h.

##### **b.- La alta actividad metanogénica del lodo granular:**

Estas altas actividades específicas del lodo granular metanogénico podría ser demostrado, ya que las altas tarifas de carga volumétricas sobre los 50Kg de la Demanda Química de Oxígeno (el pago contra reembolso) por m<sup>3</sup> por día bien podría ser acomodada en condiciones mesofílicas, con las específicas actividades metanogénicas de más de 2kgDQO/Kg

VSS al día. Estudios sobre la micro-morfología de los gránulos han demostrado que las colonias de bacteria acetogenic son estrechamente unidas con las micro-colonias de hydrogenotrophic methanogenic que comunica el permiso de una transferencia eficiente de hidrógeno de inter-especies y por consiguiente, altas tarifas de degradación.

La producción de **polímeros extracelulares** (PEC) por algunos microorganismos, en determinadas condiciones, es considerada por varios autores, después de Dolfing, como el factor responsable por el fenómeno de la **granulación anaerobia**.

#### **1.1.11. TEORÍAS REFERIDAS A LOS PARÁMETROS DEL GRÁNULO ANAEROBIO:**

1.1.11.1 Teorías referidas al Tamaño del Gránulo Anaerobio: *El crecimiento de los sólidos en suspensión colonizados (1994) (Teoría Física)*.

Según la teoría de Pereboom (1994) dice que los gránulos se originan de la multa formada por desgaste de la colonización y de los sólidos en suspensión del afluente. Además, según este autor, el tamaño del granulo es debido al crecimiento y, por lo tanto, las capas concéntricas observado en rodajas de los gránulos están relacionadas con las pequeñas fluctuaciones en las condiciones de crecimiento.

Pereboom (1994) informó de que el proceso más importante que limita el tamaño máximo del gránulo en condiciones normales de funcionamiento ordinario es el desempeño de los excedentes de la biomasa. Las turbulencias internas en el Reactor y la producción de gas no parecen tener influencia sobre la distribución de tamaño. Estas no son fuerzas de cizalla responsable de la desintegración o de romper las pequeñas partículas de los gránulos, y causa única de desgaste. Este último no se espera que sea importante para la remoción de grandes gránulos.

Según el mismo autor, la distribución del tamaño granular en el reactor UASB parece ser el resultado del crecimiento de las pequeñas partículas (que se lavan en el reactor o desarrollado en el reactor por desgaste) en gránulos más grandes, debido a la eliminación de las cantidades representadas en todos los gránulos y clases de tamaño de la descarga de lodos. Por otra parte, las aguas residuales con una alta concentración de sólidos en suspensión



es el resultado del tamaño limitado de la distribución, mientras que poco o nada de sólidos en suspensión en el afluente lleva a la amplia distribución de tamaño.

En donde la agregación es lenta, la formación del agregado consiste de una secuencia de pasos entre las bio-moléculas de las células y moléculas más pequeñas, como carbohidratos sencillos; la colonización microbiana comienza con al menos tres tipos de movimientos: difusión (debido al movimiento browniano). Convección (mediado por el flujo de energía) y movimiento activo (propio de microorganismos móviles).

Una vez que las bacterias están en contacto con la superficie, pueden o no adherirse, e inmediatamente iniciar la producción de sustancia adhesivas, conocidas como polímeros extracelulares (PEC), las cuales intervienen en la formación de micro colonias y películas biológicas (biofilms) a través del enlace de las células y los PEC (Little 1997; Brito 1997; Guiot 1992; Quarmby 1995).

La producción de polímeros extracelulares por algunos microorganismos, en determinadas condiciones, es considerada por varios autores, después de Dolfing (1987), como el **factor** responsable del fenómeno de **la granulación anaerobia**.

Durante el crecimiento activo, en la cual la producción del gránulo puede ser atribuida a las bacterias formadoras de ácidos e iniciado por la adhesión bacteriana al material inerte (PEC), precipitando inorgánicos e interacciones físico – químicas, los materiales inherentes a las células, tales como estructuras semejantes a redes formadas por bacterias filamentosas, poseen un rol en la formación de las matrices que luego envuelven y atrapan a otras células, a manera de micro-colonias, constituyentes de unos pocos tipos morfológicos. Inicialmente, los gránulos se desarrollan de un precursor el cual consiste de un pequeño agregado de methanothrix y otras bacterias.

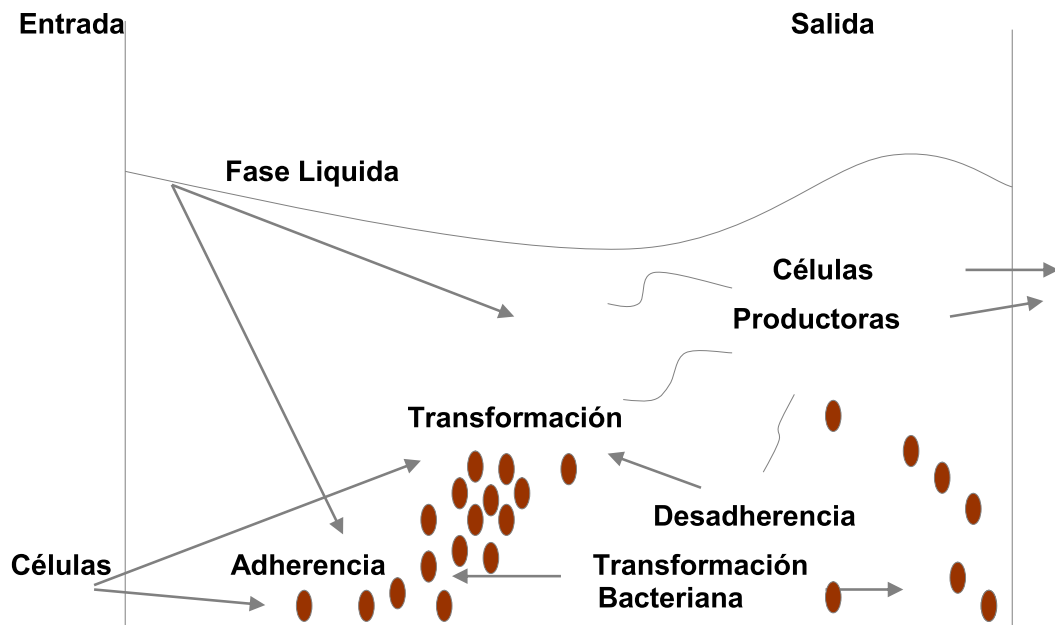


Fig. N° 10: Procesos que contribuyen a la acumulación de películas biológicas.

Otra teoría es la **Hipótesis de Ciudad del Cabo** (1987) Teoría Microbiana y fisiológica): De acuerdo con Sam-Soon (1987), la granulación depende de cepa *Methanobacterium* que va de la A a la Z, un organismo que utiliza  $H_2$  como su única fuente de energía y pueden producir todos sus aminoácidos, con excepción de cisteína.

Cuando este microorganismo se encuentra en un entorno de alta presión parcial de  $H_2$ , es decir, el exceso de sustrato, se simulara el crecimiento celular y la producción de aminoácidos. Sin embargo, como *Methanobacterium* cepa AZ no pueden producir los aminoácidos esenciales cisteína, la síntesis de células será limitado por la oferta nominal de cisteína. Además, si se dispone de amonio, habrá una alta producción de los otros aminoácidos que, *Methanobacterium* cepa AZ segrega como polipéptido celular, vinculante *Methanobacterium* cepa AZ y otras bacterias para formar gránulos.

Sin embargo, los autores admiten la posibilidad de que otras bacterias anaerobias pueden tener características similares a *Methanobacterium* AZ cepa y, por tanto, también contribuyen a la formación de gránulo.

Esta propuesta fue formulada tras el análisis en función de la altura de un reactor UASB

el tratamiento de un sustrato compuesto principalmente de azúcar con insignificante contenido en nitrógeno y con suficientes nutrientes y oligoelementos para el crecimiento.

Apoyando esta hipótesis (vaivén) que cuando la producción de lodos neto por unidad de masa de DQO fue excepcionalmente alto en la alta presión parcial de la zona  $H_2$ , es mucho mayor que la que normalmente se espera en el rendimiento de los sistemas anaerobios y que el crecimiento de la masa de lodo que se limita a la alta  $H_2$  parcial Zona de presión. Además, la generación de nitrógeno orgánico soluble en la alta presión parcial de la zona  $H_2$ , combinados con una disminución de amonio, no puede atribuirse a crecimiento de las células o la muerte. De hecho, la disminución de amonio fue mucho más que el crecimiento experimental de máximo rendimiento, lo que significa que sólo una parte del amonio podría haber sido utilizadas para la síntesis de protoplasma. Por otra parte, si la generación de nitrógeno orgánico habría sido consecuencia de la muerte del organismo, la tasa de mortalidad se hubiera superado en gran medida en la tasa de crecimiento de las células. Esto significa que la muerte del microorganismo no podía explicar la observada generación de nitrógeno orgánico en esta Zona inferior activa. Así, la explicación aceptable para este comportamiento es que el nitrógeno en la generación de nitrógeno-orgánico se debe a la secreción de aminoácidos por *Methanobacterium* cepa AZ, bajo alta presión parcial de  $H_2$ , en cisteína con déficit medio y con una oferta adecuada de  $NH_4^+-N$ .

Según esta hipótesis, las condiciones que favorecen la granulación son los siguientes:

- Medio ambiente con una elevada presión parcial de  $H_2$ .
- Conexión de la corriente o semi-plug al reactor (con el fin de la etapa de separación del contenido) y este fuera con un pH casi neutro.
- No limitar la fuente de nitrógeno en forma de amonio.
- Cantidad Limitada de cisteína.

Así, la granulación es muy probable que se produzca durante la conversión de carbohidratos en un sustrato conectado al sistema de flujo. El  $H_2$  es liberado durante la conversión de los carbohidratos a ácidos grasos volátiles (AGV). Bajo condiciones de alta carga, el  $H_2$  tasa de absorción utilizando  $H_2$  por el organismo es inferior a la tasa de producción de  $H_2$ , y de una región de alta presión parcial de  $H_2$  desarrolla. Esta elevada presión parcial de

la zona  $H_2$  se puede mantener en un sistema conectado de flujo, que con las condiciones para el desarrollo de la cepa *Methanobacterium AZ*.

#### SITUACIONES EN LAS QUE NO SE PRODUCE GRANULACIÓN:

Las situaciones en las que la granulación producida sea rechazada, son las siguientes de acuerdo con la hipótesis de **Ciudad del Cabo**:

- Donde en el sistema durante el proceso de fermentación el sustrato no cede  $H_2$ ; (por ejemplo, acetatos) o sólo pueden ser degradados en virtud de condiciones en baja presión parcial de  $H_2$  (por ejemplo, propionato y lípidos);
- Sistemas totalmente mixtos, debido a la «dilución» de la alta presión parcial de  $H_2$ .

Sin embargo, la granulación en acetato se ha observado en el tratamiento de reactores UASB, lo que indica que la teoría no se sostiene. Además, el comportamiento hidrodinámico en reactores UASB enfoca por lo general un régimen completamente mixto, lo que significa que no habrá un marcado perfil de hidrógeno más de la altura del reactor.

Moosbrugger, informó de que también con las proteínas que contienen sustrato (cisteína), la granulación en un reactor UASB fue fácil de lograr y que el sistema de comportamiento es muy similar a la del mismo sistema de tratamiento de sustratos de hidratos de carbono.

#### **Teoría según Wiegant El crecimiento de los núcleos microbianos “LA TEORIA SPAGUETTI” de 1987): (Teoría Microbiana y Fisiológica)**

Wiegant (1987), propuso una "teoría Spaghetti" en la granulación de lodos UASB. En el tratamiento de acidificación de los reactores de aguas residuales, las soluciones de acetato o mezcla de VFA con predominante bacterias *Methanotrix*. Aunque los reactores con especies predominantes *Methanosarcina* puede realizar 'granulación espontánea' este tipo de gránulos tiene menos importancia práctica en los reactores UASB en que ponen problemas de funcionamiento. Por lo tanto, cuando la concentración relativa de las bacterias *Methanotrix* no es lo suficientemente alto, una fuerte selección hacia estas bacterias tiene que ser impuesta. Esto puede hacerse mediante el uso de acetato de bajas concentraciones durante la fase de puesta en marcha, como *Methanotrix* tiene una mayor afinidad por el sustrato de acetato en

comparación con *Methanosarcina*.

Wiegant, divide el gránulo formación en dos fases:

1. Formación de los precursores.
2. Crecimiento real de los gránulos de estos precursores.

El primer paso es considerado la parte más crucial de la formación de gránulos. Inicialmente, la bacteria *Methanotrix* desde muy pequeños agregados, debido a la turbulencia generada por la producción de gas, atribuimos el asunto a dispersiones muy finas. La concentración de sólidos suspendidos no debe ser demasiado alta, de lo contrario el aumento de tamaño de los agregados será demasiado lento. La selección de los agregados se hace mediante la imposición de una creciente velocidad de flujo ascendente. Una vez que se forman los precursores y de un verdadero paso de rutina seguida, la granulación es inevitable. El crecimiento del lodo y las bacterias (no atropamiento) de bacterias adheridas lleva al crecimiento de los precursores de partículas a la ascendencia de flujo biogás adquiriendo una forma esférica. Los gránulos en esta fase aún presentan una apariencia filamentosa, como una pelota de spaghetti formando *Methanotrix* filamentos muy largos, de la que es parte, y parte sueltos en legajos. Con el tiempo el tipo de granulado (varilla) se forman a partir de estos gránulos filamentosos a un alto tiempo de retención de la biomasa, debido al aumento en la densidad del crecimiento bacteriano.

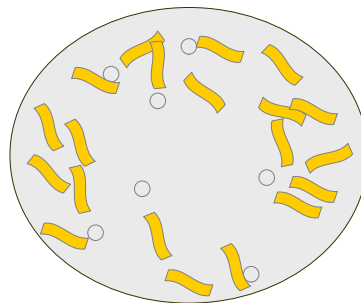


Fig. Nº 11 Diagrama de la estructura del lodo granular en formación  
Según teoría del spaghetti

De manera similar a Wiegant (1987), Chen (1993) y Liu (2003), formuló una hipótesis para la anaerobia de lodos de granulación en un UASB alimentados con alcohol fermentado stillage dividido en dos etapas:

1. Núcleo formación
2. Núcleo cada vez más en un gránulo.

Methanotrix y Metanosarcina se consideran los organismos responsables para la formación de los núcleos. Anteriormente debido a sus buenas capacidades que adhieren y el último para su capacidad del crecimiento en los grupos excretando los polímeros extracelulares (PEC), sobre los cuales Methanotrix puede unir. Aunque la turbulencia generada por el producción del gas no se da un papel importante tal como en la "teoría del espagueti", también la presión de la selección y la concentración del ácido acético son las fuerzas impulsoras para la **formación del núcleo**.

Durante el segundo paso en el cual el núcleo se convierte en el gránulo, las otras bacterias con las cuales los metanógenos deben haber crecido, juega un papel muy importante, especialmente con los substratos complejos. En gránulo maduro, los metanógenos no predominan en la superficie sino, en lugar, se mezclan con una variedad de otras bacterias .

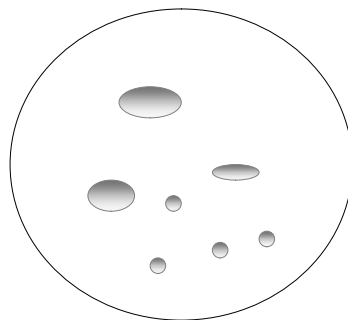


Fig. N° 12 Lodo Granular esférico

Teoria según Morgan: Paquetes de Methamothrix rodeado de ECP (1991). Morgan.

Sugirió un posible mecanismo involucrado en el crecimiento de los gránulos anaerobios basadas en el examen de gránulos perteneciente al tratamiento de los efluentes y la refinería de

azúcar. En su opinión, el precursor es el del desarrollo de los gránulos que, consiste en un pequeño agregado de *Methanotrix* y otras bacterias. El crecimiento de los filamentos de forma característica *methanotrix* legajos separados por una matriz en la que entorno a otros metanogénicas no están incorporados bacterias metanogénicas. Como el aumento de tamaño de paquetes de la *surround*-matriz de convertirse en excluidos conduzcan a una región hacia el centro del gránulo, que consiste exclusivamente de filamentos de *Methanotrix* compacto y discreto legajos donde no se distinguen. Así, estos autores apoyo sugerencias anteriores sobre la importancia de los polímeros *Methanotrix* y bacteriana en el crecimiento de los gránulos.

Hay tipos de VFA gránulos degradantes (1980): En esta teoría de granulación, dos géneros bacterianos se propone de predominante importancia a la formación de gránulo: *Methanotrix* y *Methanosarcina*. A partir de las investigaciones desarrolladas en 1980, De Zeeuw, El explica la formación de las diferentes tipos de gránulos desarrollado con los experimentos en el laboratorio la puesta en marcha del reactor UASB de los lodos digeridos como semillas y material de AFP como sustrato. Las características de los gránulos formados son los siguientes:

- (A)** Gránulos compactos esféricos compuesto principalmente de las bacterias de forma bacilar parecido a *Methanotrix soehngenii* en cadenas cortas o sola célula (gránulos de vara)
- (B)** Gránulos más o menos esféricos, que consiste principalmente de las bacterias filamentosas vagamente entrelazadas adjunto a unas partículas inerte (gránulos filamentosos), prevaleciendo la bacteria que se asemejaba a *Methanotrix soehngenii*.
- (C)** Gránulos compactos esféricos compuestos fundamentalmente de bacterias de tipo *Methanosarcina*.

El desarrollo de cada tipo de lodos granulares se explicó, sobre la base de las semillas de selección de los lechos de lodos y fangos de la erosión y la expansión, y las diferencias consiguientes de la presión de selección y tiempo de residencia media de lodos. Desarrollar gránulos *Methanosarcina* debido a la capacidad de este género para producir en bosquetes de bacterias, independientemente de la presión de selección. Los grupos pueden alcanzar dimensiones macroscópicas y mostrar cavidades, que pueden ser habitadas por otra especie. Sin embargo, justo esta clase de gránulos fue encontrada en experimentos donde la

concentración de acetato como un sustrato exclusivo fue mantenida en 1kg COD/m<sup>3</sup>. Que quiere decir que Methanosarcina fue capaz a auto competir con la methanotrix.

En la baja carga de los tipos de lodos (baja presión de selección) que se aplica durante la fase inicial de la puesta en marcha un reactor UASB, la bacteria (Methanotrix) producirá filamentos sobre los pequeños flóculos presente en la semilla de lodos que conduzca a la formación de un volumen anaerobio. Cuando la alta presión se aplica en la selección, (Methanotrix), que tiene una gran afinidad por atribuir a todo tipo de superficies, atribuyen a los materiales originarios portador de la semilla o los lodos de las aguas residuales, de este modo la formación de gránulos filamentosos (Tipo B). Methanotrix gránulos más compacto (tipo A gránulos varilla), se piensa que se formaron por la colonización por bacterias Methanotrix, la cual tienen una mayor afinidad de acetato, y llevarían a una pérdida de la capa exterior de Methanotrix.

Otra explicación de estos tipo de gránulos varilla puede ser el llenado de los gránulos filamentosos con más bacterias, que conduzca a un más compacto gránulo Methanotrix.

El desarrollo de un tipo de granulado tipo B se relaciona con el tiempo de retención promedio de la biomasa que se producen en el proceso de la puesta en marcha. Por otra parte el tiempo de retención promedio de la biomasa es demasiado corto, para los gránulos compactos bacterianos que consiste casi exclusivamente de la cuestión de bacterias que no tienen la oportunidad de formarse. Esto significa que grandes conglomerados de bacterias sólo pueden ser formados a través de archivo adjunto a apoyar partículas inertes, que son lo suficientemente fuertes para mantenerse más tiempo en el reactor (tipo B). Sólo si el tiempo de retención promedio de la biomasa es menor, se pueden formar gránulos bacterianos compactos (tipo A).

Varias capas con gránulos Methanotrix agregados como centros de nucleación (1990): McLeod, un trabajo realizado con un reactor UASB con filtro híbrido, sugiere una hipótesis en la que la bacteria Methanotrix agregado como función de centros de nucleación, inicie el desarrollo del gránulo, de sacarosa y gránulos degradantes. Los productores de Acetato, incluyendo H<sub>2</sub>- producción de acetógenos luego de adjuntar este marco, que proporciona el sustrato para la Methanotrix y, junto con los organismos que consumen H<sub>2</sub>, forma una segunda capa alrededor del núcleo Methanotrix. Consecutivamente, fermentativa de bacterias que se



adhieran a este pequeño agregado que forman la capa exterior del granulo, donde están en contacto con sus *sustratos*, en la mayor parte presente en la solución. Los productos de las bacterias fermentadoras entonces sirven como sustratos al metanógeno, como nuevos organismos que se encuentra en la capa exterior, conducen a la idea de que los organismos que consumen  $H_2$  pueden consumir libre  $H_2$ , evitando su difusión a los organismos de ser capaz de eliminar el resto de  $H_2$  producido por la acetógenos. Así, tal arreglo especial de los diferentes grupos tróficos garantiza un alto nivel de actividad acetogénica.

También Fang (2000), establece que los gránulos no se desarrollan por el azar (agregación de bacterias suspendidas), pero que la búsqueda de la posición estratégica de bacteria para el suministro de sustratos y de eliminación de los productos, ya que sugieren las determinadas capas de micro-estructura de gránulos. Una vez que el núcleo está formado, comienzan a proliferar las bacterias que conduzca a un crecimiento del tamaño del gránulo de la que sólo se detiene cuando la zona interfacial entre las bacterias y la mezcla se reduce a un nivel crítico y relación con la inicial de la hidrólisis o fermentación que tiene lugar en la sub-fase del gránulo.

Vanderhaegen (1992), aunque el apoyo de varias capas granulares, estructura propuesta por Mcleod (1990), afirman que el azúcar fermentativa, acidógenos, forma suficiente biomas y polímeros para actuar como *nucleación* (centros en los que el resto de las asociaciones metanogénicas se pueden desarrollar)

Ahn (2000), propuso un modelo similar de granulación que se presenta en la etapa inicial de granulación, metanógenos acetoclástico (filamentosa) y otros organismos crecen dispersas en el medio. Al construir *puentes y móvil*, debido a los efectos del comportamiento hidrodinámico de la UASB, pequeños conglomerados sueltos compuestos principalmente de los metanógenos son formados durante el tiempo de manera filamentosas, lo siguiente sobre los acetógenos es asignar un conglomerado, en relación con el metanógenos acetoclásticos, formando así un pequeño gránulo con una capa densa.

### **Aumento de la granulación de los núcleos en crecimiento**

Uno de los factores que contribuyen al desarrollo de gránulos de suspensión de los lodos es la presencia de núcleos o bio-transportistas para la membrana microbiana.

El archivo adjunto de las células de estas partículas se ha propuesto como el inicio de la granulación. El segundo proceso fue el de la formación de una densa y espesa biofilm (película biológica) sobre el grupo de los portadores inertes, este paso podría ser considerado como la formación de bio-películas. En otras palabras, una vez que al inicial se forma los agregados seguidamente la granulación y puede considerarse como un mero fenómeno de un aumento de grosor de la bio-película. Por lo tanto, el proceso de granulación de lodos en los tamaños de reactores UASB añadiendo partículas inertes podría interpretarse como *un fenómeno de formación de bio-películas*.

Varios investigadores han estudiado el efecto de las partículas inertes en la granulación. Hulshoff Pol (1987) demostró la importancia de apoyar las partículas inertes en el proceso de granulación. Cuando las partículas inertes (40-100 $\mu\text{m}$  en tamaño) fueron eliminados de la inoculados los lodos de depuradora, de granulación no se observó en el plazo de tiempo necesario para la granulación de la dispersión de los lodos sin eliminación de los materiales inertes que pueden acelerar los lodos granulación. Yu (1999) propone las siguientes directrices para la elección cuidadosa de los materiales inertes a ser utilizados con el fin de mejorar los lodos de granulación:

- \* Alta superficie específica
- \* Gravedad específica similar a los lodos anaerobios
- \* Buena hidrofobicidad
- \* Forma esférica.

Lettinga (1980), declaró que la arcilla y otras partículas inorgánicas parecían ser perjudiciales para la formación de lodo granular. También Hickey (1991), no encontraron diferencias en la granulación termofílicas, con o sin la adición de arena (50-10 $\mu\text{m}$  en tamaño) inoculadas en los lodos digeridos, aunque los gránulos incluido formaron partículas de arena. Esto puede atribuirse a la mayor gravedad específica de algunas partículas inertes, como partículas de arena, en relación con la biomasa. Más de biomasa pueden acumularse en la parte superior del reactor mientras que las partículas de arena tienden a acumularse en la parte inferior del reactor. Por lo tanto, la posibilidad de contacto entre las partículas y de la biomasa, es beneficioso para la membrana microbiana, puede reducirse de forma significativa, de manera que no mejora la sustancia de granulación.

Una alta concentración de las materias en suspensión en las aguas residuales es perjudicial para el desarrollo de lodos granulares. También Hulshoff Pol (1983), informó de que

en los desechos líquidos con una alta fracción de los sólidos en suspensión finamente dispersas, la fijación de las bacterias a la dispersión de las partículas puede conducir a un auto-lavado de bacterias viables. Según Hulshoff Pol (1983), una alta concentración de sólidos inertes dispersa es perjudicial para el proceso de granulación, porque en el caso de que la superficie que éste ofrece para el crecimiento es muy grande para las bacterias disponibles, la concentración de crecimiento será limitado. Como la granulación depende en gran medida de crecimiento bacteriano, reducir esto conduce a un crecimiento más lento en el proceso de granulación.

Eventualmente, los filamentos de *Methanotrix* crecen, formando filamentos característicos separados por la matriz circundante en la cual otras bacterias metanógenas y no metanógenas están embebidas. Al incrementar en longitud los filamentos, la matriz circundante se va delimitando, produciendo regiones hacia el centro del gránulo, el cual consiste exclusivamente de filamentos compactos de *Metranotrix*. Dentro de esta región, los filamentos discretos no pueden continuar creciendo. Es razonable asumir que las colonias más grandes de *Metranotrix* situadas en el centro son más viejas que aquellas de la superficie. El crecimiento del gránulo es principalmente una consecuencia del desarrollo de *Metranotrix* (Morgan 1991; MacLeod 1990; Trulear 1982).

### **PASOS PARA LA FORMACIÓN DEL GRÁNULO:**

Modelo de *Tensión superficial* (1995): teoría termo-dinámica Thaveesri (1995), relacionados con la adherencia de las bacterias que participan en los consorcios anaerobios en reactores UASB a superficie termodinámica. Thaveesri (1995), encontró que la bacteria sólo puede obtener el tamaño máximo cuando existe una posible energía libre de adherencia ( $\delta$  Gadh). Cuando la tensión superficial de líquidos ( $\delta$ LV) es suficientemente baja o Alta.

En la región alta  $\delta$ LV (zona B), de bajo consumo de energía de superficie tipos de bacterias (bacteria de baja tensión superficial ( $\delta$ BV) o hidrófobas bacterias) pueden cumplir con el fin de obtener un mínimo de energía, en el peor de  $\delta$ LV región (zona A). En la región de superficie de alta energía los tipos de bacterias (alto  $\delta$ BV hidrófilo o bacterias) muestran una mayor disminución de la energía libre a la agregación y, por lo tanto, son seleccionados para componer agregados. Una tercera zona se define arbitrariamente  $\delta$ LV entre los valores de 50 y 55u/m. Y en esta zona de agregación hidrófilo no están a favor de las células hidrofilitas (delta-

Gadh de bajo potencial).

Daffonchio (1995) utilizó la técnica de ángulo de contacto para evaluar la hidrofobitos mixtos de cultivos de células de las bacterias que participan en la digestión anaeróbica. Ellos mostraron que la mayoría de acidógenos son hidrófilos (ángulo de contacto  $<45^\circ$ ), pero la mayoría de los metanógenos acetógenos y aisladas de granular son hidrófobas (ángulo de contacto  $>45^\circ$ ). Por lo tanto, la operación de un sistema a un alto  $\delta LV$  debería estar a favor de la agregación (más bien) bacterias hidrófobos, y un sistema de funcionamiento a un bajo  $\delta LV$  debe favorecer la agregación de (más bien) bacteria hidrófobos

Según estos autores, los gránulos formados a bajo  $\delta LV$ , con acidógenos en fase sólida como emulsionantes en torno a una asociación metanogénico permite un reactor de rendimiento más estable, ya que son menos susceptibles de adhesión a burbujas de gas y por consiguiente de auto-avado. Acidógenos (células redondas) agregadas a través de la formación de (PEC), adjuntando algunos metanógenos (células rectangulares), mientras se lavan las células auto-dispersas conducen a la formación de un gránulo con el exterior clásticos hidrófobos capa formada por PEC-acidógenos ricos y un rasgo interior de metanógenos hidrófobos.

Teoría de Tay: Translocación de protones-deshidratación (2000): Tay (2000), propuso una teoría para el mecanismo (molecular) de los lodos de granulación, sobre la base de la actividad de protones traslación bacteriana en la superficie de membrana. En esta teoría, el proceso del lodo granulación se consideró a proceder en los cuatro pasos siguientes:

- (a) La deshidratación de la superficie bacteriana.
- (b) La formación de gránulos embrionarios.
- (c) Granulo maduro.
- (d) Después de la maduración.

(A) *La deshidratación de la superficie bacteriana*: Hidrófobo de la interacción entre la superficie bacteriana. Es considerada de apoyo para el inicio de la adhesión bacteriana Sin embargo, a medida que disminuye la distancia de la superficie de separación entre dos células bacterianas, más fuertes y repulsivos hidratos interactúan entre los dos, acercando a las bacterias que existen, debido a la energía necesaria para la eliminación de la sirvienta y herméticamente agua de la superficie bacteriana. De hecho, bajo condiciones fisiológicas normales, un tamaño de superficie bacteriana tiene una carga negativa que facilita el enlace con moléculas de agua, lo

que resulta en una red de agua que rodea la superficie bacteriana. Es decir. Una capa de hidratación. Sin embargo, la repulsión de hidratación normalmente no afecta el paso inicial de la etapa de la adherencia de bacterias reversible de manera sensible.

*(B) La formación de gránulos embrionarios:* Acidógenos, acetógenos y metanógenos pueden adherirse entre sí formando gránulos de embriones, como consecuencia del flujo perturbado ascendente hidráulico, de este debilitamiento de la hidratación y la repulsión de la naturaleza hidrófoba de las células. Además, debido a la transferencia de metabolitos entre las células, otra deshidratación de la superficie bacteriana se lleva a cabo conduciendo a un fortalecimiento de estos primeros gránulos. En esta etapa de desarrollo, la nueva envoltura fisiológica comienza a inducir la excreción de PEC al embrionario gránulo de superficie.

*(C) Gránulo maduro:* En esta etapa, el original de las colonias de bacterias continúan creciendo al tiempo que otras bacterias dispersas pueden adherirse a los gránulos de embriones. La transferencia de productos intermedios determina la distribución de las colonias de microorganismos en el gránulo, y llevarían a la buena estructurada bacteriana agregados como gránulos maduros. Por otro lado, la multiplicación de las células bacterianas es controlada debido a la restricción de espacio. Además, los PEC se produce en grandes cantidades, provocando la hidratación de gránulo y la protección de superficies de los gránulos contra cizallamiento y apego a burbujas de gas, con sub-secuencia pérdida de biomasa por flotación como PEC es altamente hidrofílico y burbujas de biogás son altamente hidrofobitas.

*(D) Después de la maduración:* En la etapa posterior a la etapa de maduración, la actividad de protones trasladados mantiene a la superficie bacteriana en un estado relativamente hidrófobo y es maduro el gránulo. Por otro lado, la PEC capa exterior de un gránulo causadas de la hidratación de la superficie del gránulo, la protección contra el gránulo apego a burbujas de gas y de cizallamiento en el reactor UASB. Los autores afirman que algunos fenómenos de los lodos de granulación como el aconsejable de alta energía de carbohidratos en la alimentación del UASB en el período de puesta en marcha, el lavado de lodos granulares al cambiar la fuente de carbono, la existencia de las dos capas uniformes y gránulos y la influencia de la PEC en el proceso de granulación puede ser explicado adecuadamente en la teoría de protones-deshidratación por esta trasladación.

### 1.1.11.2 Teorías referidas a la Velocidad de Sedimentación: *Teoría de la presión de selección* (1983) (teoría Física).

La esencia del proceso de granulación en un reactor UASB, en esta teoría, se cree que es la continua selección de las partículas de lodo que se produce en el reactor. La presión de selección puede considerarse como la suma de la tasa de carga hidráulica y la tasa de carga de gas (depende de la tasa de carga de lodos). Ambos factores son importantes en la selección entre los componentes de los lodos y las diferentes características en la solución.

Bajo condiciones de alta presión de selección, la luz y la dispersión de los lodos serán lavadas mientras que los componentes más pesados se pueden mantener en el reactor. Así, el crecimiento de los lodos finamente dispersas se minimiza y el crecimiento bacteriano, se delega en un número limitado de crecimiento en los núcleos, que puede consistir en orgánicos e inorgánicos inertes portador de materiales o pequeños agregados de bacterias presentes en el lodo semilla.

Estos núcleos de crecimiento aumentan hasta un cierto tamaño máximo, lo cual después de separar las partes de los gránulos, se realiza la producción de una nueva generación de crecimiento de los núcleos, y así sucesivamente.

La primera consistirá en la generación de agregados relativamente voluminosa, pero poco a poco se vuelven más densas debido a crecimiento bacteriano en el exterior y el interior de los agregados. Además, se estimula el crecimiento bacteriano en los más voluminosos agregados como puede penetrar en el substrato más profundo de los agregados debido a la limitación y la difusión volumétrica (menor actividad) bacteriana dentro de estos agregados en comparación con densos agregados. Los gránulos filamentosos que existen en las etapas iniciales del proceso de granulación son densos debido a este proceso de envejecimiento.

En condiciones de baja presión de selección, el crecimiento tendrá un lugar principalmente como una biomasa dispersa, lo que da lugar a la formación de un tipo de acopio de lodos. En los reactores anaerobios, la predominante es el organismo *Methanothrix*, que puede formar muy largos filamentos (200-300  $\mu\text{m}$ ). Sin embargo Cuando estos organismos crecen apoyados en partículas de sólidos, se obtendrá una estructura vagamente entrelazada de filamentos, con muy pobres características de la solución. Además, a través de la fijación de

burbujas de gas a estos filamentos vagamente entrelazados, los lodos tienen tendencia a flotar.

#### 1.1.11.3.- Teorías referidas al Contenido de Agua:

**Absorción de agua de polímeros (Teoría Termodinámica):** Imai (1997), estudió los efectos de la adición de la absorción de agua de polímeros (WAP) partículas inoculadas en el lodo. Es una resina WAP, combinado principalmente de los compuestos de acrílico y muestra una compleja estructura de red con una elevada superficie específica. Además en la teoría microbiana, se muestra una baja densidad (densidad de 1.0g/ml húmedo), lo que significa que el contacto entre las partículas Biomasa se mejora, cuando se comparan con la arena y otros materiales. Además aunque no influyen en el tamaño medio de gránulo, (WAP) mejora claramente la granulación en la escala laboratorio y piloto escala reactores USAB utilizando la glucosa como sustratos o AFP, que actúa como un bio-portador para permitir más biomasa y para establecerse en ellos. Después de que los gránulos se formaron, la AMP se descompuso lentamente por las bacterias anaeróbicas, que causó a los gránulos dividido en varios pequeños fragmentos que creció de nuevo la formación de gránulos más maduro. Eventualmente, todas las partículas son digeridas y el gránulo formado no contiene partículas visibles WAP nunca más. Con base en los experimentos realizados, los autores recomienda una dosis de WAP de aproximadamente 750mg/ml reactor de volumen para el incremento de granulación.

#### 1.1.11.4. Teorías referidas a la Fuerza del Lodo:

Teoría de From: El tender un puente al acercamiento ecológico de micro-flocs por los filamentos de Methanotrix (de la actividad de los lodos anaerobios de la reexaminación microscópica 1987):

From, Dubourgier (1987), sugiere que el mecanismo de la granulación comience de la cubierta de Methanotrix filamentoso de las colonias de los cocos o de las barras (bacterias acidogénicas), la formación de los micro-flocs es del 10-50µm. Después; Los filamentos de methanotrix, debido a la característica superficial a su morfología particular, pudieron formar puente entre varios micro-flocs que formaban unos gránulos (mayor a 2000micras). El desarrollo adicional es a favor del sistema acidogénica de la bacteria para el crecimiento de los gránulos. Por lo tanto, estos autores apoyan la idea que Methanotrix desempeña un papel

importante **en fuerza del gránulo** formando una red que estabilice la estructura total pero también acentúa el papel de las paredes extracelulares del polímero y de célula .

Los microorganismos están empacados como bio-películas esféricas, formando un interesante ecosistema microbiano con una forma interna característica (Sekiguchi 1999). Por medio de la microscopia, puede observarse el arreglo de las células bacterianas en el granulo, las cuales están limitadas por una red de (PEC) variando en consistencia, tamaño y grosor; presentando aspecto cilíndrico o esférico.

La naturaleza compacta del lodo granular ha permitido efectuar cortes ultra finos, haciendo posible una investigación especificada de la estructura interna en gránulos anaerobio (Morgan 1991). Las secciones transversales de los gránulos dejaron ver la presencia de dos elementos morfológicamente distintos, micro-colonias redondeadas comprendidas por bacterias filamentosas entretejidas, rodeadas a su vez por una matriz menos compacta con espacios vacíos; dentro de esta matriz se observó una región con poblaciones bacterianas heterogéneas, usualmente como micro-colonias de una morfología bacteriana, semejantes a Methanotrix, con una respuesta negativa a la tensión de Gram, mientras que hacia la periferia del gránulo, las bacterias con forma de bastón resultaron Gram positivas (ver figura N° 13)

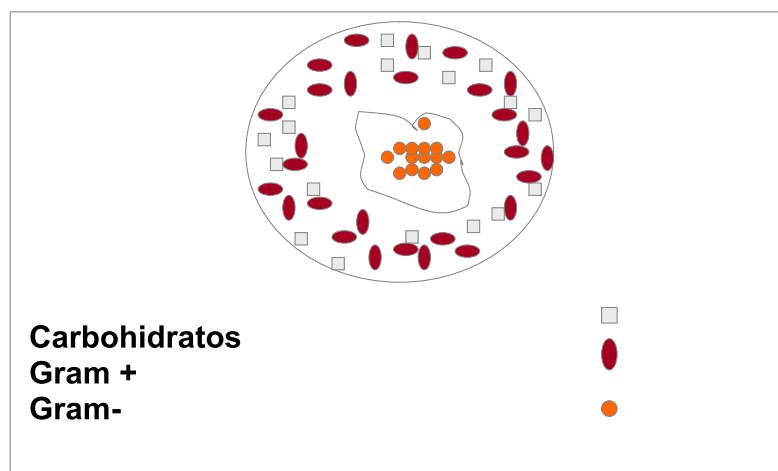


Fig. N° 13 Diagrama de la estructura interna del lodo granular anaerobio.



*CAPITULO*  
*II*

## CAPÍTULO II

### *MARCO METODOLÓGICO*

Durante la presente investigación se buscó evaluar la *morfología del lodo granular anaerobio*.

#### **2.1. TIPO DE LA INVESTIGACIÓN:**

Experimental – Descriptiva.

#### **2.2.- DISEÑO DE INVESTIGACIÓN.**

La investigación se ubica en el diseño experimental, ya que se encuentra fundamentada en una serie de ensayos de Laboratorio, para probar y examinar la virtud y propiedades de un objeto, bajo condiciones ideales, que según *Sabino (1986)*; están controladas por el investigador.

#### **2.3.- MONTAJE E INSTALACIÓN DEL SISTEMA (UASB), TRATAMIENTO ANAEROBIO:**

En este experimento se utilizaron dos reactores de lecho de lodo con flujo ascendente fabricados con plexiglas con capacidad de 2500ml  $\approx$  100% del volumen total del reactor, en los cuales fueron dispensados de la siguiente manera:

- ❖ El 70% del volumen total del reactor estaba ocupado por el agua de ensayo (1750ml).
- ❖ El 30% del volumen total del reactor estaba ocupado por el lodo inóculo.
- ❖ Los reactores se mantuvieron sin flujo durante un tiempo de 24hrs para asegurar el asentamiento de todas las partículas. Durante estas 24hrs el agua de ensayo estaba compuesta por 35% de agua de producción y un 35% del agua sintética residual.

Durante un *primer montaje* ambos reactores operaron un tiempo de 3 meses, y luego

se procedió a tomar una muestra de lodo para sus respectivos ensayos.

Inmediatamente se procedió a realizar un **segundo montaje** de los reactores, estos operaron durante un periodo de 15 días, y se procedió a tomar las muestras del lodo para sus respectivos ensayos.

Se utilizó un lodo anaerobio granular proveniente de un reactor inóculo a escala industrial que degrada agua residual de una cervecería.

Los reactores fueron tapados herméticamente y sus respectivas tapas selladas con silicona plástica, las cuales están conectadas por medio de mangueras elásticas a matraces vacíos que a su vez están conectadas con tapones de goma y mangueras a cilindros de plásticos en los cuales es medido el volumen de aire desplazado, al cual se le denomina biogás.

Los reactores están conectados en su parte inferior a bombas controladoras o (de calibración) de flujo por medio de mangueras que succionan el agua de producción desde un tanque de reserva para hacerla fluir dentro del reactor (UASB) y mantener el tiempo de retención hidráulica.

Los reactores fueron aclimatados por una recirculación de agua proveniente de un baño María ( $37 \pm ^\circ\text{C}$ ) el cual bombea el agua a través de una doble cara de plexiglas que se encuentra en el reactor para mantener la temperatura mesofílica en ( $37 \pm ^\circ\text{C}$ ), durante el período completo del análisis.

Los reactores mantienen una carga orgánica entre  $1,0 - 1,35 \text{ DQO}/\text{m}^3$ , a un volumen de  $2500\text{ml}/24\text{horas}$ . Los parámetros físicos-químicos y volumen de biogás fueron registrados diariamente en cada reactor. La carga orgánica se mantuvo en ambos reactores aunque los porcentajes de metano varían dependiendo del tipo de agua de producción de cada reactor.

#### **2.4.- POBLACIÓN Y MUESTRA:**

El lodo granular anaerobio mesofílico ( $37^\circ\text{C}$ ) fue obtenido a partir de un reactor UASB,

operando en una planta de tratamiento perteneciente a una industria productora de cerveza de la región, este fue el *lodo inóculo*.

## 2.5.- PARÁMETROS OPERACIONALES:

2.5.1.- pH: Durante el tratamiento biológico de las aguas de producción debe ser mantenido dentro de un rango para permitir el desarrollo óptimo del microorganismo utilizando la materia orgánica disponible.

Este valor de pH depende del tipo de microorganismo involucrado en la digestión anaeróbica que actúa en el proceso de degradación la mayoría, requiere un rango comprendido entre (6.8 y 7.2). El pH fue registrado mediante la técnica potenciométrica utilizando un pHmetro digital (OAKTON).

2.5.2.- Alcalinidad:

Para las aguas residuales la alcalinidad es debida a la presencia de sales de ácido débiles con base fuerte, o a base fuerte, lo que conforma el sistema amortiguador que impide la disminución del pH, condición indispensable para la actividad metabólica de los microorganismos presente en el lodo granular anaerobio.

Este parámetro es calculado mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Alcalinidad (mg/l CaCO}_3\text{)} = (\text{VH}_2\text{SO}_4 * \text{NH}_2\text{SO}_4 * \text{Peq CaCO}_3 * 1000) / \text{Vm}$$

Donde:

$\text{VH}_2\text{SO}_4$ , Volumen del ácido consumido en la titulación, ml.

$\text{NH}_2\text{SO}_4$ , Concentración del ácido consumido en la titulación (0,02N)

$\text{Peq CaCO}_3$ , peso equivalente del Carbonato de Calcio (50 eq/gr)

$\text{Vm}$ . volumen de la muestra (5ml).

### 2.5.3.- Demanda Química de Oxígeno:

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), es ampliamente usada para estimular la cantidad de materia orgánica presente en las aguas de desecho sujeta a oxidación por un agente oxidante fuerte (Dicromato de Potasio) y es realizada en un reactor para DQO (Hach CODREACTOR), a una temperatura de 150°C, durante un periodo de incubación de 2hr. Luego de este periodo se procede a la titulación de la muestra, utilizando como indicador "FERROIN" y como solución tituladora FAS, donde la normalidad del FAS es:

$$\text{Normalidad FAS} = \frac{\text{Vol K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 \cdot 0.1 / \text{vol FAS gastado}}{5.2} = \frac{5}{5.2} \cdot 0.1 = 0.096$$

La forma de calcular la DQO es:

$$\text{DQO (ml/l)} = \frac{(A-B) N \cdot 8000 \cdot \text{FD}}{V_m}$$

Donde:

A = Es el volumen promedio de FAS gastado por B

B = Es el volumen de FAS gastado por la muestra.

N = Es la normalidad.

V<sub>m</sub> = Es el volumen de muestra concentrada utilizada.

FD = Es el factor de dilución que se consigue al diluir el volumen total de las muestras entre el volumen de muestra concentrada.

### 2.5.4.- Composición del agua sintética residual:

La composición del agua sintética residual está basada en una solución de nutrientes (Tabla N° 1) Glucosa de 1mg y agua destilada.

**Tabla N° 1: COMPOSICIÓN DEL AGUA SINTÉTICA RESIDUAL**

<b>Nutrientes</b>	<b>Concentración/ml.</b>
MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,085gr
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	40ug
NiSO <sub>4</sub> .6H <sub>2</sub> O	500 ug
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	50 ug
FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	0.73 mg
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	100 ug
NH <sub>4</sub> Cl	22,49 mg N
CuSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	5 ug
CaCl <sub>2</sub>	0,04 gr
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	500 ug
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> + K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	40 mg
ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	500 ug
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,13 gr
NaHCO <sub>3</sub>	0,5 – 1,0 gr

La solución de glucosa fue preparada de la siguiente forma : Pesar 1gr de glucosa monohidratada en balanza digital (OHAUS ANALYTICAL PLUS) y diluirla en 1000ml de agua destilada, con la ayuda de una barra magnética y una plancha de agitación (Corning PC-310), agitar vigorosamente durante 5 min., para asegurar la disolución completa de la glucosa monohidratada. Tomar una alícuota de esta solución recién preparada y realizar una prueba de demanda química de oxígeno (DQO) con el fin de conocer la carga de la solución.

## **2.6.- PARÁMETROS RELACIONADOS CON LA INTEGRIDAD DEL LODO (PROCESOS METODOLÓGICOS):**

Las muestras de lodo anaerobio (5ml-10ml) fueron extraídas de cada reactor con el uso de una pipeta pasteur, lavados previamente con agua destilada para eliminar las impurezas y dispensados en tubos sedimentadores de 50ml , los cuales fueron identificados y almacenados

en una cava (General Electric Drain FH<sup>™</sup>DS) a 10°C, hasta su análisis. Los parámetros metodológicos son los siguientes:

#### 2.6.1- Tamaño del gránulo:

El tamaño de los gránulos del lodo anaerobio fue medido de acuerdo con la metodología reportado por Morgan (1991) y Guiot (1992), en el cual los viales con las muestras de lodo inóculo fueron agitados gentilmente y una alícuota de lodo fue tomada con una pipeta pasteur de boca ancha, posteriormente fue dispensada en una placa de petri con una porción de agua destilada (3ml), para evitar la desecación.

Luego, con el uso de un Vernier (precisión 0,02mm) fue tomado al azar cada gránulo y medida en forma directa según la escala del instrumento de medición utilizando, hasta alcanzar la cantidad de 100 gránulos.

#### 2.6.2.- Velocidad de Sedimentación:

La velocidad de sedimentación del lodo granular anaerobio fue determinada con el uso del cono Inhoff siguiendo la metodología de Francese (1998), la capacidad de los conos es de 1000ml en los cuales fue añadida agua destilada y una porción de lodo granular anaerobio (5ml) previamente lavado con agua destilada, e inmediatamente fue registrado el tiempo transcurrido mientras el lodo se sedimentaba en el cono, con la ayuda de un cronómetro, y los resultados fueron expresados en m/seg.

#### 2.6.3- Contenido de Agua:

El contenido de agua presente en el lodo granular anaerobio fue realizado según la metodología sugerida por Francese (1998) como sigue: Una cápsula de porcelana con tapa (destapada) es colocado dentro de la estufa a 103°C durante 2 horas.

La capsula tapada es colocada dentro de un desecador hasta enfriar luego, es pesada en una

balanza digital, el peso obtenido es el peso de la capsula con tapa (Peso **a**).

El próximo paso es remover la tapa y colocar la muestra húmeda (10ml), tapar la capsula y pesar. El peso obtenido es el peso fresco de la muestra más el peso seco de la cápsula de porcelana tapada (Peso **b**).

La cápsula destapada es colocada en la estufa a 103°C durante 1 hora. Luego se coloca en el desecador para enfriar y posteriormente es pesado. El peso final es el peso de la muestra seca más el de la cápsula tapada (Peso **c**).

Para conocer el contenido de agua en la muestra, se realizan los siguientes cálculos presentados a continuación:

A.- 
$$Pb - Pa = \text{Cantidad de Muestra Fresca} \\ \text{(Pd)}$$

B.- 
$$Pb - Pc = \text{Cantidad de Agua} \\ \text{(Pe)}$$

C.- 
$$\% \text{ H}_2\text{O} = Pe/Pd * 100$$

#### 2.6.4.- Fuerza del lodo:

Una alícuota de lodo granular anaerobio ensayada y la de control, fue sometida a sonificación durante un periodo de tiempo de 5min, a 50/60 Hz (Bransonic Ultrasonic Cleaner 2210R-DTH), con la finalidad de lograr la liberación de polímeros extracelulares y de las células bacterianas sin que ocurra la disrupción celular.

Posteriormente la cantidad de 1ml de cada sobrenadante fue diluida a 10ml con agua destilada y colocada en una celda turbidimétrica de 10ml de capacidad, la cual fue colocada en



el porta-celda de un turbidímetro de lectura digital (Orbeco – Hellige 965-10) y los resultados fueron expresados como unidades nefelométricas de turbidez (UNT) de acuerdo con la metodología propuesta por Morgan (1992) y Quamby (1995).

*CAPITULO*

*III*

## CAPÍTULO III

### *PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS*

En este capítulo se presentará un análisis de los resultados obtenidos durante todo el periodo de la investigación que permitió evaluar la integridad morfológica del Lodo Granular Anaerobio (proveniente de una cervecera de la región), con un reactor UASB en condiciones mesofílicas.

En el análisis de los resultados obtenidos se evaluaron los reactores con agua de diferentes tipos de producción, en este caso se utilizaron Agua de Producción de Petróleo Mediano (APPM) y Agua de Producción de Petróleo Liviano (APPL).

Los reactores fueron dispuestos con cantidad de lodo inoculo, la cual no debe ser excesiva a fin de evitar el arrastre causado por la expansión del lecho, en este ensayo la cantidad de lodo ocupará un 30% del volumen total del reactor. Esta semilla inoculo fue aclimatada con glucosa para no afectar abruptamente al lodo, ya que un rápido incremento de carga orgánica (APPM, APPL) pudiera resultar en una sustancial pérdida de la actividad del lodo. El tiempo de retención hidráulico para este ensayo fue de 24 horas, donde el caudal de bombeo para definir la carga hidráulica estaba estipulado a 1,74ml/min a fin de evitar el lavado del lodo y la pérdida de granos voluminosos al inicio del proceso, y así asegurar su maduración.

#### **3.1. PARÁMETROS QUÍMICO – FÍSICOS:**

##### 3.1.1. Demanda Química de Oxígeno (DQO):

La **demanda química de oxígeno** (DQO) es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de Contaminación y se expresa en mg O<sub>2</sub>/litro.

A continuación se presentará una tabla con los valores de los parámetros físico – químicos como son DQO, Ph, Alcalinidad.

**TABLA N° 2 DQO LODO LIVIANO Vs DQO LODO MEDIANO**

<b>Liviano</b>	<b>Mediano</b>	<i>Muestras</i>
<i>DQO</i>	<i>DQO</i>	
1350,4	1280.3	Entrada glucosa
1300	1102.13	Entrada
118,25	362.28	Salida
104,41	120.12	Salida
102,6	260.1	Salida
106,6	230.8	Salida
104,7	302.8	Salida
107,8	290.2	Salida

**TABLA N° 3 PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE DQO PARA LODO LIVIANO Y MEDIANO**

<b>MUESTRAS</b>	<b>DQO (Entrada)</b>	<b>DQO (Salida)</b>	<b>% REMOCIÓN</b>
LIVIANO	1300.10	107.39	91.74
MEDIANO	1102.13	261.05	76.31

Por otra parte, se observa que a mayor carga orgánica el incremento del tamaño del lodo es superior comparado con cargas menores, ya que en el ensayo el lodo sometido a cargas de 1300DQO presentaron mejor y mayor distribución de grano entre los 0.20-0.29mm, ver tabla N° 8, mientras que el lodo sometido a cargas de 1102DQO presentaron menor distribución de tamaño.

En los resultados obtenidos se observa una buena remoción de DQO para el lodo granular liviano dando un porcentaje del 90%, y con una alimentación de 1300DQO, en comparación al lodo mediano que solo arrojó un 76%, esto se debe a que en el liviano las condiciones fueron adecuadas para un desarrollo óptimo para el lodo, como por ejemplo; el caudal constante, un pH que oscila entre 7,0 - 7,5, una temperatura mesofílica constante 37C°±, factores que ayudaron al lodo a estar en un ambiente acuoso condicionado, ya que estos valores entran en la escala según estudios realizados anteriormente como lo refiere NOYOLA,

R, (1994). Los reactores UASB con lodo granular pueden soportar velocidades ascendentes de 3m/h para aguas residuales soluble de 1.5m/h para aguas parcialmente soluble. Para estas condiciones se retiene el lodo granular dentro del reactor, siendo utilizado en nuestro ensayo el caudal de alimentación igual a 1,74m/h, arrojando buenos resultados.

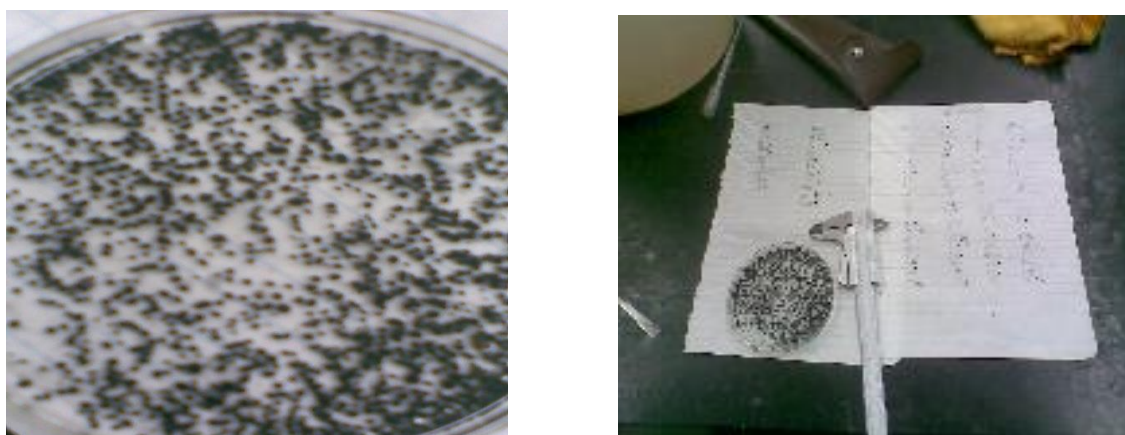


Fig. N° 14: Lodo granular Liviano sometido al proceso de UASB (1300DQO)

### 3.1.2. Retención Hidráulica:

Durante este ensayo el tiempo de retención hidráulica (TRH) fue esencial, ya que a partir de este, se mantuvo constante el flujo ascendente inyectado por bombeo en el UASB, para el cual fue de 1,74ml/min durante 24horas, con una temperatura mesofílica de  $\pm 37^{\circ}\text{C}$ .; asegurando así la recirculación del caudal.

El (TRH) debe ser menor comparado con los reactores convencionales, ya que, a mayor tiempo de retención no se puede asegurar la calidad del agua residual ya que si esto ocurre se observarán más cantidad de sólidos suspendidos, lo cual conllevaría aumentar la temperatura mesofílica para disminuir el tiempo de retención celular. Durante este ensayo la temperatura mesofílica debería permanecer dentro de los rangos indicados en el párrafo anterior, por lo tanto fue necesaria la atención al tiempo de retención con el fin de que se mantuviese

constante durante el proceso de crecimiento del lodo granular, para evitar el lavamiento del lodo, así como sólidos suspendidos dentro del reactor.

### 3.1.3. pH y Alcalinidad:

Durante el tratamiento biológico de las aguas industriales el valor pH debe ser mantenido dentro de un rango para permitir el desarrollo óptimo del microorganismo utilizando la materia orgánica disponible.

El pH óptimo para la operación es de 7.0, valores de pH por debajo de 6.5 y mayores a 7.8 pueden ser dañinos para las bacterias. De acuerdo con Lettinga (1981), un reactor tratando desechos de proteínas puede tener un pH constante mayor que 6.5, y las proteínas deben ser degradadas si es posible completamente. Además, pueden ocurrir problemas como la espuma, precipitación de la proteína y la inhibición microbiana debido a altos niveles de amonio.

**TABLA N° 4 pH LODO LIVIANO Vs LODO MEDIANO**

<b>Mediano</b> <i>pH</i>	<b>Liviano</b> <i>pH</i>	<i>Muestras</i>
8.2	7.15	Entrada glucosa
8.34	7.22	Entrada
8.47	7.58	Salida
8.61	7.25	Salida
8.46	7.57	Salida
8.46	7.4	Salida
8.49	7.35	Salida
8.47	7.42	Salida

**TABLA N° 5 PROMEDIO DE pH DEL LODO LIVIANO Y MEDIANO**

<b>MUESTRAS</b>	<b>pH (Entrada)</b>	<b>pH (Salida)</b>
LIVIANO	7.22	7.43
MEDIANO	8.34	8.49

En los resultados obtenidos en la investigación se puede observar que el Lodo granular *liviano* en un medio de pH constante aproximadamente entre 7.0 y 7.5 como se puede apreciar en la tabla N° 5, hay crecimiento mayor del lodo granular, mientras que en el lodo granular *mediano* con valores de pH > a 8.0 como se observa en la tabla N° 13-14, su crecimiento se ve afectado, afirmando así lo expuesto por Lettingan (1981).

**TABLA N° 6 ALCALINIDAD LODO LIVIANO Y LODO MEDIANO**

<i>Alcalinidad LIVIANO</i>	<i>Alcalinidad MEDIANO</i>	<i>Muestras</i>
2200	4200	Entrada glucosa
1860	3200	Entrada
1770	3740	Salida
1960	4210	Salida
1800	4080	Salida
3300	3940	Salida
1920	4120	Salida
1900	4260	Salida

**TABLA N° 7 PROMEDIO DE ALCALINIDAD DEL LODO LIVIANO Y MEDIANO**

<b>MUESTRAS</b>	<b>Alcalinidad (entrada)</b>	<b>Alcalinidad (salida)</b>
LIVIANO	1860.00	2108.33
MEDIANO	3200	3478.57

Polpraset (1989) se sugiere que la alcalinidad se encuentre entre 2500 y 5000 mg/l como  $\text{CaCO}_3$ , ya que la alcalinidad juega un papel importante en los procesos anaerobios debido a que los microorganismos metanogénicos requieren de un control de pH cercano a la neutralidad.

En el estudio de esta investigación la alcalinidad de los reactores estuvieron en rangos 1800 a 3300mg $\text{CaCO}_3$ /l para R1, 3200 a 4200 mg $\text{CaCO}_3$ /l para R2. Para los reactores R1 y R2 las temperaturas fueron entre 37°C, esta estuvo dentro de los valores aceptables sin la necesidad de agregar alcalinidad adicional, indicando así una buena capacidad buffer de los sistemas.

### **3.2. PARÁMETROS RELACIONADOS CON LA INTEGRIDAD DEL LODO:**

#### **3.2.1. Tamaño del Gránulo:**

En el análisis del lodo control (inoculo) se observó una distribución de tamaño del lodo granular significativa entre 0.10-0.19mm, mientras que los lodos sometidos a aguas de producción de petróleo mediano y liviano (APPM Y APPL) varían a un tamaño mayor y con aspecto esponjoso al del control en un rango de 0.20-0.39mm como puede apreciarse en la tabla N° 8.



**TABLA N° 8 DISCUSIÓN DE RESULTADOS DE DISTRIBUCIÓN  
DEL TAMAÑO DEL GRANO**

<b>RANGO (cm)</b>	<b>SEMILLA</b>	<b>LIVIANO 1300 DQO</b>	<b>MEDIANO 1102 DQO</b>
< 0-0,99	13		
0,100-0,199	74		4
0,200-0,299	13	66	51
0,300-0,399		30	42
0,400-0,499		2	1
0,500-0,599		1	
0,600-0,699			
0,700-0,799			
0,800-0,899			
0,900-0,999			1
1,000-1,999 >		1	

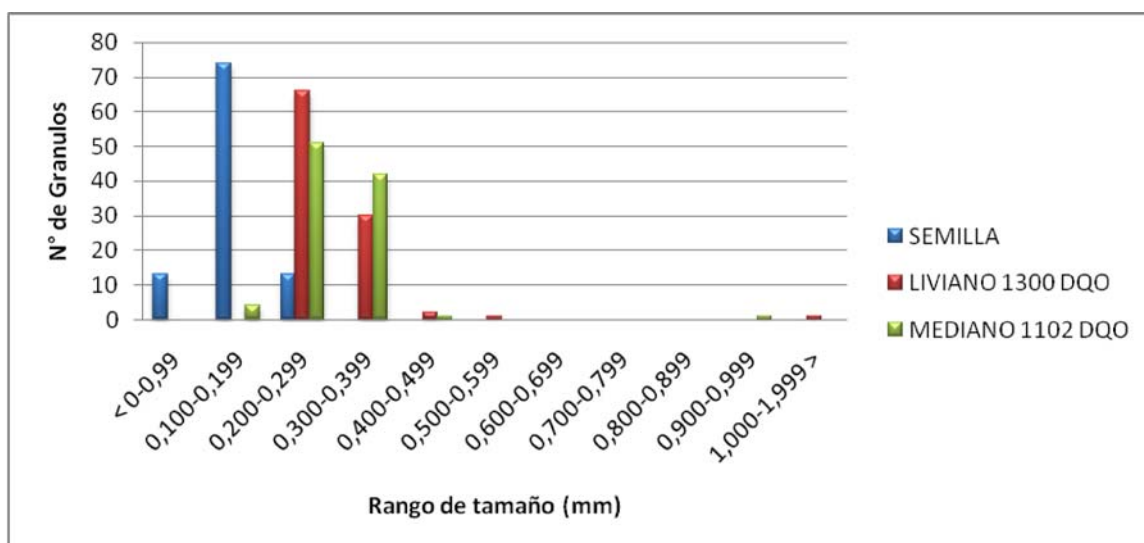


Fig. N° 15: Distribución de tamaño del Lodo Liviano y Mediano

En la figura N° 15 se observa que el lodo sometido a aguas de producción de petróleo liviano posee una mejor distribución de tamaños, un 66% de sus gránulos poseen el mismo tamaño (0,200-0,299 mm), esta tendencia hacia un tamaño uniforme sugiere que el reactor operó en condiciones normales lo que promueve a la producción de polímeros extracelulares de

algunos microorganismos según Dolfing (1983), iniciando las micro-colonias y películas biológicas (biofilms) a través del enlace de células y los PEC (Little 1997; Brito 1997; Guiot 1992; Quarmby 1995).

La distribución del tamaño granular en reactores UASB según Pereboom (1994) es el resultado del crecimiento de las particular (que se lavan en el reactor o desarrollado en el reactor por desgaste) en gránulos más grandes, debido a la eliminación de las cantidades representadas de gránulos mas pequeños.

Según Lettinga (1995) el tamaño de los agregados es limitado, depende de la fuerza intrínseca (fuerza de enlace y el grado de entrelazamiento bacteriano) y las fuerzas externas ejercidas sobre los gránulos anaerobio esta relacionada con la eficiencia del tratamiento y con el equilibrio entre las poblaciones de microorganismos presentes dentro del gránulo de acuerdo con lo establecido.

Por otra parte La teoría de From Dubourgier (1997) sugiere que el mecanismo de granulación comienza de la cubierta filamentoso de las colonias o de las barras (bacterias acidogénicas) y la formación de los micros-flocs que es de 10-50 $\mu\text{m}$ , luego debido a las características superficiales a su morfología particular pudieron formar puentes entre varios micro-flocs que formarán un grano mayor a 2000 micras.

Según Pereboom (1994) afirma que los gránulos se originan de la acumulación formada por desgaste de la colonización y de los sólidos en suspensión del afluente. Además, según este autor, el tamaño del gránulo es debido al crecimiento y, por lo tanto, las capas concéntricas observado en rodajas de los gránulos están relacionadas con las pequeñas fluctuaciones en las condiciones de crecimiento. Así, que el tamaño del lodo en el proceso de reactores UASB dentro de condiciones normales de funcionamiento ordinario, es el trabajo de la sobreabundante acumulación de la biomasa produciendo así un crecimiento exitoso. Las turbulencias en el reactor y la producción de gas no parecen tener influencia sobre la distribución de tamaño.

Fang (2000) establece que los gránulos no se desarrollan por el azar (agregación de materias suspendidas), pero si en la búsqueda de la posición estratégica de bacteria para el suministro de substrato y de eliminación de los productos, estas sugieren las determinadas capas de micro-estructuras de gránulos.

De la figura N° 15 también obtenemos que el lodo sometido a aguas de producción mediano solo el 51% de sus gránulos alcanza un tamaño uniforme esto la mayoría de veces las sustancias tóxicas en (APPM) causan alteraciones en un sistema anaerobio, aunque con frecuencia los microorganismos tiene la capacidad de adaptarse y proseguir sus actividades metabólicas, esto se debe a que materiales que pudiesen resultar tóxicos para algunas especies pueden ser utilizadas como sustratos y hasta estimular las actividades metabólicas de otras, sin embargo cuando los gránulos son pequeños, los microorganismos más sensibles a la acción de las sustancias tóxicas tienen mayores probabilidades de estar en contacto con estas sustancias, lo que conduce la desaparición en el granulo pero favorece el desarrollo de microorganismos más resistentes, pero esto altera la eficiencia del tratamiento anaerobio debido a estos cambios ambientales en la población microbiana que con frecuencia resulta en el fracaso del tratamiento Yamaguchi (1991).

Una alta concentración de las materias en suspensión en las residuales es perjudicial para el desarrollo de los lodos granulares, una alta fracción de sólidos en suspensión finamente dispersa en estas aguas propicia la fijación de las bacterias a la dispersión de las partículas lo que genera un auto-lavado de las bacterias viables. Esta alta concentración de sólidos inertes dispersa es perjudicial para el proceso de granulación ya que la superficie que se ofrece para el crecimiento es muy grande para las bacterias disponibles donde la concentración de crecimiento será limitado o lento Hulshoff Pol (1987).

Esto también influye en el crecimiento de los diferentes tipos de colonias como se puede apreciar en la Figura N° 15 donde los tamaños del rango 0.10-0.19 cm son 4% para el lodo de procesamiento de agua de producción petróleo mediano, pero para el lodo de procesamiento de agua de producción de petróleo liviano no se tienen especies de este tamaño, lo que puede repercutir en la eficiencia de los reactores ya que la diversidad de las especies o colonias de microorganismo aseguran que exista un contacto intimo entre los microorganismos y la materia orgánica contenida en el agua. Según Pereboom (1994) las aguas residuales con una alta concentración de sólidos en suspensión es el resultado del corto tamaño de la distribución, mientras que poco o nada de sólidos en suspensión en el efluente lleva a la amplia distribución del tamaño.

Se encontraron en los reactores gránulos densamente empacados con un rango de tamaño entre 0.300 y 0.399 cm en una proporción del 30% del rango en el lodo de procesamiento de agua de petróleo liviano y un 42% del rango en el lodo de procesamiento de agua de producción de petróleo mediano, que pudiera tener efecto en la restricción del espacio para la multiplicación de las células bacterianas según Tay (2000). Fang (2000) afirma que una vez que el núcleo de la micro-estructuras está formado, comienza a proliferar las bacterias que conducen a un crecimiento del tamaño del gránulo que sólo se detiene cuando la zona interfacial entre las bacterias y la mezcla se reduce a un nivel crítico.

### 3.2.2. Velocidad de sedimentación:

La velocidad de sedimentación se considera como un parámetro que establece la buena sedimentabilidad del lodo granular anaerobio. Una mayor velocidad de sedimentación es *directamente proporcional* con el tamaño del lodo. Así como con la buena retención de la biomasa activa, que es una de las principales ventajas de los reactores UASB anaerobios.

El estudio de la Velocidad de Sedimentación (VS) establece que a menor VS se evidencian gránulos menos densos, posiblemente de pequeño tamaño, mientras que una VS mayor se relaciona con gránulos compactos, densos y de tamaño mayor (Francese , 1998).

En la siguiente tabla N° 9 se presentará la evaluación (comparación) de las tres muestras determinadas:

- ✓ Lodo Semilla.
- ✓ Lodo Liviano
- ✓ Lodo Mediano.

Este se realizó utilizando el método del cono de Inhoff siguiendo la metodología de Francese (1998), plasmando así promedios de cada muestra ensayada como se observa a continuación:

**TABLA N° 9 PROMEDIO DE ENSAYOS REALIZADOS A LAS MUESTRAS DEL LODO  
PARA LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN**

N° E =	3 veces			TOTAL = $\Sigma / n$
Tipo de Muestras	Tiempo Seg.	Tiempo Seg.	Tiempo Seg.	
Lodo Semilla	32 Seg.	32 Seg.	33 Seg.	<b>32 seg.</b>
Lodo Liviano	28 Seg.	30 Seg.	27 Seg.	<b>28 Seg.</b>
Lodo Mediano	30 Seg.	28 Seg.	29 Seg.	<b>29 Seg.</b>

Donde:

N° E = Número de ensayos.

Seg. = Segundos.

n = Número de ensayo para cada muestra.

$\Sigma$  = Sumatoria.

A partir de los resultados obtenidos durante el período como se muestra en el punto anterior (distribución de los gránulos) en la tabla N° 15 el tamaño predominante de lodos son los que entran en el rango (0,2 – 0,29) referente al Lodo liviano, el cual tiene proporción con la velocidad obtenida en tabla N° 9 obteniendo como resultado una VS=28seg. Así, los resultados derivados de la presente investigación concuerdan o afirman lo expuesto por Francese (1998) debido a que “mayor velocidad de sedimentación (VS) se obtiene mayor gránulos visiblemente densos, compactos y de mayor tamaño”.

En los resultados obtenidos se pudo observar que los gránulos inóculos destinados al procesamiento de aguas de producción de petróleo liviano (APPL) y mediano (APPM) fueron los más densos y compactos, obteniendo un crecimiento exitoso debido a lo expuesto por Lettinga (1995) que dice que el crecimiento es debido a la fuerza intrínseca (fuerza de enlace y el grado de entrelazamiento bacteriano).

**Tabla N° 10 VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DEL LODO GRANULAR ANAEROBIO**

<b>Concentración DQO</b>	<b>(VS) m/seg.</b>
<i>SEMILLA</i>	0,156
<i>LIVIANO 1300 DQO</i>	0,161
<i>MEDIANO 1102 DQO</i>	0,172

Según los resultados obtenidos se puede decir que durante el proceso de periodo de exposición del lodo proveniente de la industria cervecera alimentados con aguas de producción petrolera en condiciones normales, pudieron obtener un mayor crecimiento en consecuencia al buen funcionamiento ordinario, mediante el desempeño de los excedentes de la biomasa, que se van adhiriendo al núcleo del gránulo; obteniendo así una buena velocidad de sedimentación.

Se establece que los lodos que estuvieron en contacto con las aguas de producción petrolera no son lodos voluminosos ya que el lodo voluminoso posee malas características de sedimentación y de compactibilidad, y en este ensayo los resultados fueron satisfactorios.

Según Hulshoff Pol LW (1983) La primera consistirá en la generación de agregados relativamente voluminosos, pero poco a poco se vuelven más densas debido a crecimiento bacteriano en el exterior y el interior de los agregados. Además, se estimula el crecimiento bacteriano en los agregados más voluminosos ya que puede penetrar en el sustrato más profundo de los agregados debido a la limitación y la difusión volumétrica (menor actividad bacteriana) dentro de estos agregados en comparación con densos agregados. Los gránulos filamentosos que existen en las etapas iniciales del proceso de granulación son densos debido a este proceso de envejecimiento.

En el resultado final se pudo observar que no existe una diferencia marcada entre la velocidad de sedimentación para el lodo inóculo y los lodos que estuvieron en contacto con las aguas de producción, ya que estas últimas no recibieron daños significativos en su morfología.

## 3.2.3. Contenido de Agua:

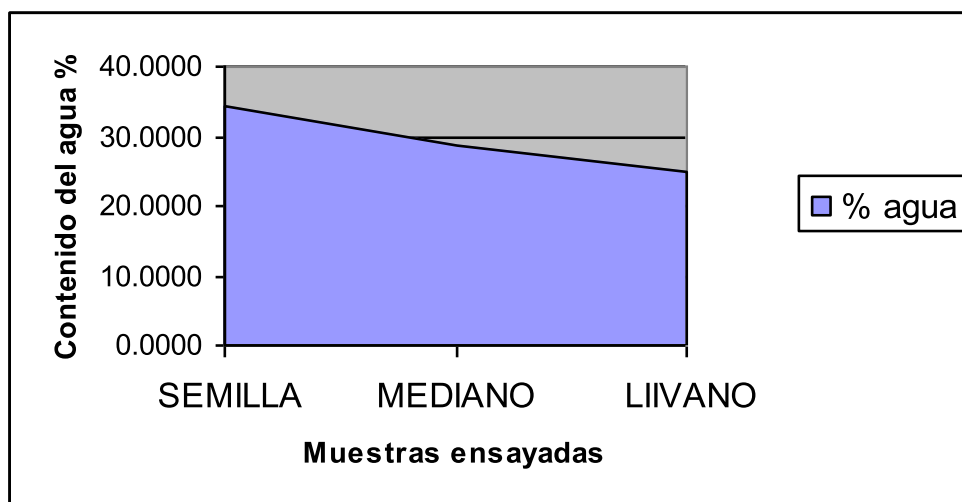


FIG N° 16: Contenido de agua en Lodos inóculo tratado con agua de producción Vs lodo semilla o de control.

Según los resultados obtenidos en las (Fig. N° 16) el contenido de agua en los gránulos de lodo anaerobio disminuyen significativamente en comparación con el de control, con un porcentaje de 75%.

**TABLA N° 11 CONTENIDO DE AGUA DEL LODO LIVIANO**

Tipo de Muestra		LIVIANO			
Fecha de Muestra					
Montaje		SEGUNDO			
Pa	Pb	Pc	Pd	Pe	% agua
Peso Crisol	Peso Crisol +Muestra húmeda	Peso Crisol + Muestra Horno	$Pb - Pa$	$Pb - Pc$	$Pe/Pd * 100$
20.0600	29.6567	27.2520	9.5967	2.4047	25.057

**TABLA N° 12 CONTENIDO DEL AGUA DEL LODO MEDIANO**

Tipo de Muestra		MEDIANO			
Fecha de Muestra					
Montaje		SEGUNDO			
Pa	Pb	Pc	Pd	Pe	% agua
Peso Crisol	Peso Crisol +Muestra húmeda	Peso Crisol + Muestra Horno	Pb - Pa	Pb - Pc	Pe/Pd * 100
19.8235	29.0250	27.2015	9.2020	1.8240	19.8218

**TABLA N° 13 CONTENIDO DEL AGUA DEL LODO SEMILLA O CONTROL**

CONTENIDO DE AGUA					
Tipo de Muestra		SEMILLA			
Fecha de Muestra					
Montaje		SEGUNDO			
Pa	Pb	Pc	Pd	Pe	% agua
Peso Crisol	Peso Crisol +Muestra húmeda	Peso Crisol + Muestra Horno	Pb - Pa	Pb - Pc	Pe/Pd * 100
20.1000	29.9000	26.5520	9.8000	3.3480	34.1633

Según los resultados obtenidos el (%abs) del lodo tratado con aguas de producción mediano (APPM) es del 19.82% y el del lodo tratado con aguas de producción Liviano (APPL) es del 25,06%, siendo estos porcentajes (%) menores al lodo de Control.

Según Tay (2000), esta deshidratación de la superficie bacteriana propicia la adhesión



bacteriana, lo cual implica un fortalecimiento de los primeros gránulos o gránulos inmaduros, en esta etapa de desarrollo la nueva envoltura comienza a inducir el crecimiento de los polímeros extracelulares (PEC) al embrionario gránulo de la superficie.

Por otro lado según el mismo autor, en la etapa posterior a la maduración la superficie bacteriana mantiene un estado hidrófobo indicador de un gránulo maduro.

Después de que los gránulos se formaron, se descompuso lentamente por las bacterias anaerobias, que causó a los gránulos dividido en varios pequeños fragmentos que creció de nuevo la formación de gránulos más maduro. Eventualmente, todas las partículas son digeridas y el gránulo formado no contiene partículas visibles.

#### 3.2.4. Fuerza del gránulo:

La fuerza del gránulo es definida como la resistencia a la ruptura por una fuerza externa o perturbación de turbulencia en el líquido según lo establece Riffat (1998). Quarmby (1995) y Forster (1995) sugieren que los gránulos más fuertes podrían estar asociados con la producción elevada de polímeros extracelulares (PEC) y un mayor porcentaje de carbohidratos en estos PEC, lo cual está implicado en la estructura del gránulo.

Por lo tanto, apoya la idea que la bacteria *Methanotrix* desempeña un papel importante **en la fuerza del gránulo** formando una red que establezca la estructura total pero también acentúa el papel de las paredes extracelulares del polímero y de célula.

**TABLA N° 14 FUERZA DEL LODO**

<i>TÍPO DE LODO</i>	<i>TIEMPO DE TURBIDÍMETRO (mín.)</i>	<i>TURBIDEZ UNT</i>
SEMILLA	5	1.22
LIVIANO	5	0.75
MEDIANO	5	0.83

La fuerza del lodo es inversamente proporcional a la turbidez. A mayor turbidez menor fuerza del Lodo, y a menor turbidez mayor fuerza del lodo.

Según Riffat (1998) La fuerza del gránulo es definida como la resistencia a la ruptura por una fuerza externa o perturbación de turbulencia en el líquido.

Quarmby (1995) y Forster (1995) sugieren que los gránulos mas fuertes podrían estar asociados con la producción elevada de polímeros extracelulares (PEC) y un mayor porcentaje de carbohidratos en estos PEC, lo cual esta implicado en la estructura del gránulo.

En esta investigación los resultados obtenidos durante el proceso metodológico de la fuerza del lodo durante la sonificación (2210 BRANSON), se observó que el lodo semilla presentó mayor turbidez que los lodos en contacto con el agua de producción, como se muestra en la tabla N° 14

Según la tabla N° 14 Se puede observar que el lodo liviano presentó una mayor fuerza intrínseca, ya que su turbidez fue menor a los otros lodos estudiados. Entonces se puede afirmar que la fuerza del lodo es inversamente proporcional a la turbidez.

Estos resultados concuerdan con los expuestos por Quarmby (1995) quien describe el comportamiento del lodo granular anaerobio ante diferentes pruebas de sonificación para reflejar el grado de variabilidad en la fuerza del lodo expuesto a diferentes tipos de efluentes industriales, indicando que la turbidez es provocada por la liberación de PEC debido a la energía a la que son sometidos los gránulos.

From, Dubourgier (1987), sugiere que el mecanismo de la granulación comience de la cubierta de la bacteria (Methanotrix) filamentoso de las colonias de los cocos o de las barras (bacterias acidogenic), la formación de los micro-flocs es del 0-50µm. Después; los filamentosos de Methanotrix, debido a las características superficiales a su morfología particular, pudieron formar puente entre varios micro-flocs que formaban unos gránulos (mayores a 2000micras). Además estos autores apoyan la idea que la bacteria Methanotrix desempeña un papel importante en fuerza del gránulo formando una red que estabilice la estructura total pero también acentúa el papel de las paredes extracelulares del polímero y la célula.

## CONCLUSIÓN

Analizadas y estudiadas los diferentes procesos del lodo en el sistema de tratamiento anaerobio (UASB) se concluye lo siguiente:

❖ En el análisis del lodo que estuvo en contacto con el efluente de agua de producción liviano (APPL) obtuvo una buena distribución del tamaño del lodo granular, con respecto al lodo semilla y lodo mediano debido a que; su crecimiento fue visible formándose una (esfera), compacta y densa, por lo tanto podría decirse que la granulación del lodo es un indicador de la buena operación del sistema UASB en condiciones específicas y la temperatura óptima para el crecimiento bacteriano dependiendo de la clase de cada especie.

❖ La velocidad de sedimentación de los gránulos destinados al procesamiento del efluente de aguas de producción petrolera (APPM, APPL), es incrementada con respecto al lodo control, lo cual indica que los lodos están densamente compactados y no de manera voluminosa, permitiendo así una buena sedimentabilidad del lodo y poca pérdida de la biomasa dentro del reactor.

❖ El contenido del agua presente en el lodo granular destinado al procesamiento del efluente de aguas de producción petrolera (APPM, APPL), fue menor con respecto al lodo control, y comparando el lodo (APPL) con respecto al (APPM) el resultado fue mayor, lo cual indica que no hubo pérdida de la biomasa asegurando la eficiencia del reactor.

❖ Los valores de turbidez de los lodos en contacto con las aguas de producción fueron menores con respecto a la del lodo control o inóculo, esto indica que la fuerza intrínseca del lodo ensayado no fue afectada por las turbulencias internas en el reactor debido a la producción del biogás, esto también es un indicador que el pH dentro del reactor se mantuvo dentro de los rangos de aclimatación necesario, de esta manera se pudo determinar que no hubo ingerencia o exceso de sólidos suspendidos, lo cual conllevaría a una pérdida de la eficiencia del reactor.

❖ Se pudo determinar el mejoramiento de la morfología externa de los gránulos ya que las condiciones físicas – químico se mantuvieron estable durante el periodo de ensayo, y los resultados arrojados por la DQO determinan una eficiencia del 90% para el reactor de procesamiento de agua de producción petrolera Liviano (APPL), y un 70% de remoción para el reactor de procesamiento del efluente de agua de producción petrolera Mediano (APPM) asegurando así la integridad morfológica de los lodos de ambos reactores.

## RECOMENDACIONES

- Aplicar diferentes tiempos de aclimatación con glucosa antes del arranque del reactor UASB, evaluando la eficiencia del agua de producción, el comportamiento y crecimiento del granulo, al momento de puesta en marcha el reactor.
- Evaluar la eficiencia de remoción orgánica en un reactor UASB utilizando diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH).

## BIBLIOGRAFIA

### SECCIONES DE REFERENCIA

AHN Y-H. PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIAL ASPECTS OF ANAEROBIC GRANULAR PELLETS. J ENVIRON SCI HEALTH 2000; A35(9):1617-35.

AHRING BK, SCHMIDT JE, Winther-Nielsen M, Macario AJL, Macario EC. Effect of medium composition and sludge removal on the production, composition and architecture of thermophilic (55°C) acetate-utilizing graules form and unflow anaerobic sludge blanket reactor. Appl Environ Microbiol 1993;59(8):2538-45.

BAE J. y S. LEE, (1999). Layered structure of UASB granular gives microbial populations resistance to toxic chemicals. Biotechnology Letters 21:159-162.

BARBOSA, R.A Y SANT'ANNA, G.L.Jr (1989). Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. Water Research, 23 (!"), 1483-1940

BELLOUTI M., ALVES M., NOVAIS J. & MOTA M. (1997) Floccs vs. Granules: differentiation by fractal dimension. Water Research 31(5): 1227 – 1231.

BHATTACHARYA S., LESLIE R & MADURA R. (1995) Effects of bioavailable cadmium on anaerobic systems. Water Environmental Research 67(7): 1092 – 1094.

BOLEN G. & GILBERT A. (1997) Batch reactors offers efficient wastewater treatment. Pollution Engineering 1:40 – 44.

BRITO A., RODRIGUEZ A., & MELO L. (1997). Granulation during the start-up of a UASB reactor used in the treatment of low strength wastewaters. Biotechnology Letters 19(4): 363 – 367.

CHACÍN E. (1993) Treatment characteristics of two phase anaerobic system using an UASB reactor. School of civil engineering. University of Birmingham. England.

CHÁVEZ DELGADO, Magaly J. Influencia del Níquel sobre el lodo granular anaerobio en reactores por carga. Maracaibo. Universidad del Zulia. Facultad de Ingeniería. División de graduados. (1999): 53-54.

CHEN J, LUN S-Y. Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. Water Sci Techonol 1993; 28(7):17-8.

DANGCONG P. & QITING J. (1994) Anaerobic digestion of alkaline black liquor using an up-fow anaerobic sludge blanket REACTOR. Journal of Chemistry Technology and

Biotechnology. 58: 89 - 93

DOLFING J. Microbiological aspects of granular methanogenic sludge. Ph.D Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 1987.

DOLFING J. Granulations in UASB reactor water Sci Technol Pp.12 – 18. (1983).

DE ZEEUW WJ, Acclimatization of anaerobic sludge for UASB reactor start-up Ph.D. Thesis, agricultural University Wageningen, the Netherlands, 1984.

DE ZEEUW WJ, granular sludge in UASB reactors. In: Lettinga G, Zehnder AJB, Grothenhuis JTC, Hulshoff Pol L.W, editors. Granular anaerobic sludge: Microbiology and technology. The Netherlands: Pudoc. Wageningen; 1987:p.132-45

DENGUE et al 1998. Estudio del reactor USB.

DUBOURGIER HC, Prensier G, Albagnac G, Structure and microbial activities of granular anaerobic sludge. In: Lettinga G, zehnder AJB, Grothenhuis JTC, Hulshoff pol

DAFFONCHIO LW, editors. Granular anaerobic sludge: microbiology and tecnologia. The Netherlands: Pudoc Wageningen; 1987. p. 18-33.

DAFFONCHIO D, Thaveesri J, Verstracte W. Contact angle measurement and cell hydrophobicity of granular sludge from upflow anaerobic sludge bed reactors. Appl Environ Microbiol 1995;61:3676-80.

DANÉS SØRENSEN químico 1909.

FRANKLIN R. 2001. Full-scale experiences with anaerobic treatment of industrial wastewater. Water Science Technology 44 (8):1-6.

FORSTER C. & QUAMBRY J. (1995) The physical characteristics of anaerobic granular sludges in relation to their internal architecture. Antonie van Leeuwenhoek 67: 103 – 110.

FANG HHP. Microbial distribution in UASB granules and its resulting effects. Water Sci Technol 2000;42(12):201-8.

FROM Dubourgier 1987: El tender un puente al acercamiento ecológico de micro-flos por los filamentos de Methanothrix (de la acividad de los measurementes y de la examinación microscópica)

GIBBS R. & ANGELIDIS M. (1998) Metal chemistry differences between digested and undigested sludges. Journal WPCF 60(1):113 – 118.

GUIOT S., ROCHELEAU S., HAWARI J. & SAMSON R. (1992) Induction of granulation by sulphonated-lignin and calcium in an upflow anaerobic sludge bed reactor. Journal of Chemistry Technology and Biotechnology 53:45 – 56.

GUO Y., SHI X., QIU H., WU L. & CHEN J. (1997) Engineering factors affecting the granulation of sludge in the UASB reactor. *Chinese Journal of Biotechnology* 13(1): 51 – 58.

HULSHOFF POL L.W. The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. Ph.D Thesis, Agricultural University Wageningen, The Netherlands, 1989.

HULSHOFF POL L.W. Heijnenkamp K, Lettinga G. The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. In: Lettinga G, Zehnder AIB, Grotenhuis JTC, Hulshoff Pol LW, editors. *Granular anaerobic sludge: microbiology and technology*. The Netherlands: Pudoc. Wageningen; 1987. p. 153-61.

HULSHOFF POL L.W, De Zeeuw WJ, Velzeboer CTM, Lettinga G. Granulation in UASB reactors. *Water Sci Technol* 1983; 15(8/9):291-304.

IMAI T, Ukita M, Lui J, Sckine M, nakanishi H, Fukagawa M. Advanced start up of UASB reactors by adding of water absorbing polymer. *Water Sci Technol* 1997;36(7):399-406.

HICKEY RF, Wu WM, Veiga MC, Jones R. Start up, operation, monitoring and control of high rate anaerobic treatment systems. *Water Sci Technol* 1991;24(8):207-55.

KALOGO Y, Verstrate W. Potentials of anaerobic treatment of domestic sewage under temperate climate conditions. In: lens P, Zeeman G, Lettinga G, editors. *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. London: IWA Publishing; 2001. p.181-204.

MAC LEOD F. (1990) Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Applied and Environmental Microbiology* 56: 1598 – 1607.

MCCARTY P. 2001. The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science Technology* 44 (8):149-156.

MORGAN J. & FORSTER C. (1992) A comparative study of the sonication of anaerobic and activated sludge. *Journal of Chemistry Technology and Biotechnology* 55(1): 53 – 58.

MORGAN J., EVISON L. & FORSTER C. (1991) The internal architecture of anaerobic sludge granules. *Journal of Chemistry Technology and Biotechnology* 50: 211 – 226.

MORVAI L, MIHALTZ P, CZAKO L. The kinetic basis for a new start-up method to ensure the rapid granulation of anaerobic sludge. *Water Sci Technol* 1992;25(7):113-22.

Moosbrugger RE, Loewenthal RE, Marais GvR. Pelletization in a UASB system with protein (casein) as substrate. *Water SA* 1990;16(3):171-8.

MORGAN JW, EVISON L.M, Forster CF. Internal architecture of anaerobic sludge granules. *J*



Chem Technol Biotechnol 1991;50:211-26.

MORGAN JW, EVISON L.M, forster CF. Upflow sludge blanket reactors: the effect of bio-supplements on performance and granulation. J Chem Technol Biotechnol 1991;52:243-55.

MCLEOD FA, Guiot SR, Costerton JW. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. Appl Environ Microbiol 1990;56(6):1598-607.

MAHONEY EM, Varangu LK, Cairns WL, Kosaric N, Murray R. The effect of calcium on microbial aggregation during UASB reactor start-up. Water Sci techonl 1987;19:249.

NADAIS A., I. CAPELA, L. ARROJA y A. DUARTE. 2001. Effects of organic, hydraulic and fat shocks on the performance of UASB reactor with intermittent operation. Water Science Technology 44(4):49 – 56.

NEIHEISEL T., HORNING W., AUSTERN B., BISHOP D., REED T & ESTENIK J. (1998) Toxicity reduction at municipal wastewater treatment plants. Journal WPCF 60(1): 57– 67

NIJHUIS WATER Technology/2006

NOYOLA, R, (1994). Diseño, Inoculacion y arranque de reactores UASB. Artículo presentado en el II taller y Seminario Latinoamericano “Tratamiento Anaerobico de Aguas Residuales”. Univ. Republica del Uruguay. Pp 133 – 144.

LIU Y, Xu HI, Yang SF, Tay JH. Mechanisms and models for anaerobic granulation in uplow anaerobic sludge blanket reactor. Water Res 2003; 37; 661-73.

LETTINGA G. (1995) Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. Antonie Van Leeuwenhoek 67: 3 – 28.

LETTINGA G, Van Velsen AFM, Horma SW, De Zeus W, Klapwijk A. use of the upflow sludge blanket (USB reactor concept for biological waate water tretment, especially for anaerobic treatment. Biotechnonol Bioeng 1980;22:699-734.

OROSCO G. (1986) Tratamiento anaerobio de las aguas residuales. Universidad de los Andes Colombia.

POLLIS R., REID A., & WEATHERS L. (1998) Effects of chemicals on microorganisms. Water Environment Research 70(4): 915–921.

PERBOOM JHF. Size distribution model for methanogenic granules from full scale UASB and IC reactors. Water Sci Technol 1994;30 (12):211-21.

QUAMBRY J. & FORSTER C. (1995) An examination of the structure of UASB granules. Water research 29(11): 2449 – 2454.

RIFFAT R., Sajjad W. & DADARAT S. (1998) Anaerobic processes. Water Enviroment Reseach

70(4): 518 – 540.

SMITHCA, Word FJ. Molecular and cell biochemistry biological molecules. London: Chapman&Hall;1991.

SAM-SOON PALNS, Loewenthal RE, Dold PL, Marais GvR. Hipótesis for pelletisation in the upflow anaerobic sludge bed reactor. Water SA 1987;13(2) 62-80

SCHMIDT J. & AHRING B. (1995) Granulation in thermophilic upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. Antonie van Leeuwenhoek 68: 339 – 344.

STOVER E., Veenstra J. & WYNN T. (1998) Development of anaerobic treatability / inhibition screening procedure. IV simposio Internacional sobre control de Polución de Aguas por procesos Biológicos pp 26.

SEKIGUCHI et al 1999. Arquitectura del Lodo Granular.

THAVEERSRI J., DAFFONCHIO D., LISSNS B & VERSTRAETE W. (1995) . Diferents types of sludge granules in UASB reactors treating acidified wastewaters. Antonie van Leeuwenhoek. 68: 329 – 337.

THAVEERSRI J., DAFFONCHIO D, Liessens B, Vandermeren P. Verstracte W. Granulation and sludge bed stability in upflow anaerobic sludge bed reactors in relation to surface thermodynamics. Appl Environ Microbiol 1995;61(10):3681-6.

TAY JH, Xu HL., Teo JC. Molecular mechanism of granulation. I: H<sup>+</sup> translocation-dehydration theory J Environ Eng 2000;126:403-10.

TEO KC, Xu HL.,Tay Jh. Molecular mechanism of granulation. II: proton translocating activity. JEnviron Eng 2000;126:411-8.

VAN HAANDEL, A.C. Y LETTINGA G. (1994). Anaerobic sewage treatment. A practical guide for regions with a hot climate. Ed John Wiley and Sons. Inglaterra.

VANDERHAEGEN B, Ysebaert K, Favere K, van Wambeke M, peeters T, panie V, vandenlangenbergh V, verstrate W. Acidogenesis in relation to in-reactor granule yield. Water Sci technol 1992;25(7):21-30.

VAN LOOSGRECT MCM, Lykema J, Norde W, Scharaa G, Zehnder AJB. The role of bacterial cell wall hydrophobicity in adhesion. Appl Environ Microbiol 1987;53(8):1893-7.

WOOLARD C. & IRVINE R. (1994) Biological treatment of hypersaline wastewater by a biofilm of halophilic bacteria. Water Environment Research 21(7): 789 – 799.

WUW., HU J., ZHAO Y. & ZHANG H. (1987) Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed. Water Research 21(7): 789 – 799.

WIEGANT WM. The “spaghetti Theory” on anaerobic sludge formation, or the inevitability of granulation. In: Lettinga G, Zehnder AJB, Grotenhuis JTC, Hulshoff Pel L.W, editors. Granular anaerobic sludge: Microbiology and technology. The Netherlands: Pudoc. Wageningen; 1987.p 146-52.

WIEGANT WM. DE Man AWA. Granulation of biomass in thermophilic upflow anaerobic sludge blanket reactors treating acidified wastewaters. Biotechnol Bioeng 1986;28:718-27.

[www.aguamarket.com/diccionario/2006](http://www.aguamarket.com/diccionario/2006) (DICCIONARIO DEL AGUA). Día investigado (06-03-08)

[www.wetland.cl/pagin\\_rieles](http://www.wetland.cl/pagin_rieles). Día investigado (10-02-08)

YAMAGUCHI M., HAKE J., TANIMOTO Y., NARITOMI T., OKAMURA K. & MINAMI K. (1991) Enzyme activity for monitoring the stability i a thermophilic anaerobic digestión of wastewater containing methanol. Journal of Fermentation and Bioengineering. 71(4): 264 -269.

WIEGANT (1987). Proceso de formación del granulo.

YU HQ, Tay JH, Fang HHP. Effects of added powdered and granular activated carbons on start-up performance of UASB reactors. Environ Technol 1999;20:1095-101.

ZENTGRAF B. (1995) Physico – chemical methods for characterization of the physiological state of microorganisms. Journal of Chemistry Technology and Biotechnology 64: 129 – 136.

ZEEUW. Formación de diferentes tipos de granulos en un reactor UASB (1980).