

ESTUDIO DE TRATABILIDAD ANAERÓBICO EN UN SISTEMA UASB DE UN DESECHO INDUSTRIAL RICO EN MATERIA ORGÁNICA POLIMÉRICA.

ELISABETH MARULANDA OROZCO¹,

WILLIAM A. ROZONZEW MIRA¹

LUIS HERNANDO GIL VICTORIA²

Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
Facultad de Minas. Departamento de Procesos Químicos

RESUMEN

En una empresa agroindustrial dedicada a la transformación de los desechos generados en los mataderos municipales, carnicerías y criaderos de pollos, tales como : sebos, huesos, patas, cabezas, plumas y sangre , que son utilizados para elaborar harinas, sebos y grasas, se realizó un estudio piloto en un reactor UASB, con fin de establecer las condiciones de operación y diseño del reactor de la futura planta de tratamiento.

Luego de la transformación de los desechos se generan aguas residuales con elevada Demanda Química de Oxígeno (150 000 mg DQO / L), con alta concentración de proteínas y grasas, las cuales son vertidas a la quebrada, con la consecuente eliminación de todo tipo de vida acuática y la generación de olores desagradables en gran parte del cauce de ésta.

Durante el transcurso del estudio, se varió la carga orgánica volumétrica (COV) entre 1.9 y 25 g DQO / L dia, el tiempo de retención hidráulico (TRH) entre 6.5 y 25 horas y la concentración de materia orgánica en el influente del reactor (Si) entre 1500 y 7000 mg DQO/L obteniéndose los siguientes resultados : la capacidad

buffer del sistema permite mantener el pH entre 6.7 y 7.6, para concentraciones de Acidos grados volátiles (AGV) mayores de 12 meq/L y un indice de alcalinidad mayor de 0.3 el sistema se desestabiliza. Se determinó que para mantener condiciones estables en el sistema la máxima COV es de 6 g DQO/L dia y el mínimo TRH para lograr eficiencias del 79 % es de 16 horas.

PALABRAS CLAVES

Aguas residuales. Tratamiento anaeróbico en sistema UASB. Sustrato concentrado complejo. Carga orgánica alta.

ABSTRACT.

An agroindustrial company dedicated to the transformation of the waste, generated in the municipalities slaughterhouse , butcher shops and chicken farms such as : grease, bones, heads, fethers, skins, blood and other waste, that are used as principal ingredients for the production of bone flour, meat flour an grease.

During this transformation residual waters are generated with a high demand chemical y biological of oxygenate, with a high concentration of proteins and grease.

¹ Ingeniero químico. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. A.A. 5253 Medellín.

² Profesor Asociado. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. A.A 1027 Medellín.
E-mail: lhgil@perseus.unalmed.edu.co

Those are dump in the creek in the city of the same name, with drastic consequences to the aquatic life and the generation of bad odors along the river bank. For this reason a pilot studies took place in a reactor UASB with the purpose of establishing the conditions of operations and design of treatment plant.

The high concentration of organic material of the residual waters (150 000 mg COD / L) makes it necessary the dilution of sustrat (in helps to avoid the toxicity for NH₃) for the characteristics of the sustrat there is not necessary to add N, S, P (macronutrientes).

During these studies various organic volumetric load were used (VOL) between 1.9 and 25 g COD / L day, the hydraulic retention time (HRT) between 6.5 and 25 hr. And the concentration of organic material in the influent of the reactor (Si) between 1500 and 7000 mg COD/L, obtaining the following results : the buffer capacity of the system permits to keep the pH between 6.7 - 7.6, for a concentration of volatile fatty acids (VFA) higher then 12 meq/L and an index of alkalinity higher then 0.3 the system is unstable.

It came to the conclusion that to keep stable conditions in the system the maxim VOL is 6 g COD / L day and the minimum HRT to obtain efficiencies of 79 % is 16 hr.

KEY WORDS

Waste water. High organic load.

COD concentrate. Tratament anaerobic UASB.

1. INTRODUCCIÓN

Diariamente la sociedad produce gran cantidad de desechos biodegradables provenientes del consumo de carnes y pollos (huesos, plumas, sangre, sebos); la disposición final de estos desechos es variada, por ejemplo, la sangre puede ser vertida por las alcantarillas ; las plumas, huesos y sebos quemados o enterrados. Una alternativa mejor es convertir estos desechos en materias primas para elaborar jabones, abonos, alimentos para animales, entre otros. Sin embargo, luego de transformar estos desechos se generan aguas residuales complejas (alto contenido

de grasas y proteínas) que poseen un alto contenido de materia orgánica y un olor desagradable, siendo necesario tratarlas antes de ser vertidas.

Este trabajo hace parte de una investigación realizada en la empresa con el fin de disminuir y tratar los vertimientos orgánicos arrojados diariamente.

Por esto se realiza un estudio piloto en un reactor de manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente (UASB) para determinar la factibilidad técnica de este proceso y proceder al dimensionamiento del reactor.

2. OBJETIVO

Adaptar una población bacterial a las condiciones del agua residual de la empresa, para utilizarla en la determinación de la mejor COV (g DQO / L día) y el mínimo TRH de operación del reactor, para el posterior diseño de éste.

3. METODOLOGÍA

La elevada concentración de la materia orgánica del agua residual hace necesaria la dilución del sustrato (esto ayuda a eliminar la toxicidad por NH₃). Para el arranque del reactor se aumenta la COV escalonadamente entre 2 y 24 g DQO / L día, la DQO influente entre 1500 y 7000 mgDQO/L y el TRH entre 6.7 y 24 h, controlándose las variables de salida del sistema: eficiencia de remoción mayor del 50%; los meq / L de AGV menores de 12 y el I.A entre 0.1 y 0.3. El aumento en la COV debe realizarse cada vez que el sistema alcance condiciones estables.

4. DIGESTIÓN ANAERÓBICA

Los pasos en que se realiza la digestión anaeróbica se ilustran en la figura 1:

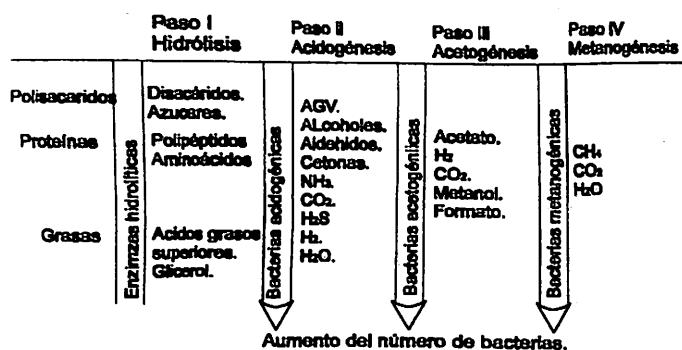


Figura 1. Pasos involucrados en la digestión anaeróbica.

4.1 pH, ALCALINIDAD Y ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (AGV)

Los AGV son tóxicos para la metanogénesis solo en la forma no ionizada (HA). A un determinado valor de pH existe un equilibrio entre las formas ionizadas y no ionizadas. En el intervalo de pH entre 6.7 y 7.4, que generalmente es el deseado en el tratamiento anaeróbico, los AGV están principalmente (más del 99 %) en la forma ionizada (no tóxico), a medida que el pH disminuye, los AGV están menos ionizados (tóxicos).

El sistema reacciona ante descensos de pH, por medio de la alcalinidad bicarbonática que es su sistema amortiguador, el cual permite mantener el pH en el reactor entre 6.7 y 7.4.³

La actividad de las bacterias metanogénicas también disminuye si el pH aumenta por encima de 7.5.¹

4.2 NUTRIENTES ^{1, 4, 6}

Una de las ventajas del proceso anaeróbico es su baja necesidad de nutrientes, derivada de la baja producción celular. La concentración de nutrientes está relacionada directamente con la concentración de sustrato biodegradable (DQO_{BD}) a utilizar por los microorganismos, siendo esenciales para el crecimiento bacterial y la síntesis celular.

Los principales nutrientes son : nitrógeno, fósforo y azufre (macronutrientes) puesto que necesariamente

deben estar presentes en cualquier sustrato a tratar biológicamente.

Otros nutrientes tales como : hierro, cobalto, níquel, molibdeno y selenio (micronutrientes), son necesarios para el crecimiento de las bacterias.

4.3 CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA (COV)¹

Es la cantidad de DQO alimentada por unidad de volumen de reactor en un determinado tiempo. La carga orgánica volumétrica se calcula de la siguiente manera :

$$COV = \frac{S_i}{TRH}$$

Si : Concentración de materia orgánica, g / L.

TRH : Tiempo de retención hidráulico, días.

COV : Carga orgánica volumétrica, g / L día.

4.4 CARGA ORGÁNICA MÁSICA (COM) o RELACIÓN ALIMENTO MICROORGANISMOS F / M ^{1, 7}

Es la cantidad de DQO (sustrato) alimentada a cada unidad másica de sólidos suspendidos volátiles en el reactor en un determinado tiempo. La carga orgánica másica denominada también relación alimento-microorganismos se calcula de la siguiente manera :

$$COM = F / M = \frac{Q \cdot S_i}{X \cdot V}$$

Si : Concentración de materia orgánica ; g / L.

Q : Flujo volumétrico ; L / dia.

X : Sólidos suspendidos volátiles ; g SSV/L.

V : Volumen del reactor, L.

5. REMOCIÓN DE SUSTRATO EN EL TRATAMIENTO ANAERÓBICO

Las ecuaciones que normalmente se utilizan para describir los procesos biológicos han sido desarrolladas

de manera empírica, aunque se han hecho esfuerzos para obtener su deducción analítica.

El estudio de la cinética del tratamiento biológico conduce a determinar la velocidad a la cual los microorganismos degradan un residuo específico y por lo tanto suministran la información básica necesaria para determinar el tamaño del reactor biológico.

La ecuación de Michaelis - Menten está dirigida a explicar la cinética de una reacción enzimática y la ecuación de Monod a explicar el crecimiento bacterial en cultivos puros. Ninguna de ellas es, en rigor, el caso del tratamiento biológico de las aguas residuales, pero es un hecho que ambas ecuaciones han tenido influencia en las ecuaciones cinéticas del tratamiento biológico.

Las ecuaciones cinéticas fueron desarrolladas para describir el proceso de digestión aeróbico por ser el método más usado, pero pueden extenderse a la digestión anaeróbica, por ser procesos biológicos semejantes.

Varios modelos se han presentado para describir la remoción de sustrato por microorganismos, debe tenerse en cuenta que aunque las ecuaciones son propuestas para sustrato soluble, éstas se aplican para sustrato total, soluble e insoluble, como es el caso de aguas residuales industriales, con satisfactorios resultados prácticos.

A continuación se presentan algunos modelos ^{5,7,8,9}

Eckenfelder:

$$dS/dt = K_e \times S_e \quad \text{Primer orden}$$

$$dS/dt = (K_e \times S_e) / S_i \quad \text{Segundo orden}$$

McKinney:

$$dS/dt = K_m S_e$$

Lawrence y McCarty:

$$dS/dt = (K_s S_e) / (K_s + S_e)$$

Donde :

K_e : Coeficiente de Eckenfelder (velocidad máxima de remoción de sustrato), L / mg dia

K_e : Coeficiente de Eckenfelder de segundo orden (velocidad específica de remoción de sustrato), dia⁻¹

K_m : Coeficiente de McKinney (velocidad de remoción de sustrato), dia⁻¹

K : Coeficiente de Lawrence y McCarty (velocidad máxima específica de remoción de sustrato), dia⁻¹

K_s : Coeficiente de Lawrence y McCarty (coeficiente de velocidad media), se define como la concentración del sustrato cuando la velocidad específica de remoción es la mitad de la velocidad específica máxima ($K/2$), mg DQO / L

X : Concentración de microorganismos, mg SSV / L.

S_i : Concentración de sustrato en el influente, mg DQO / L

S_e : Concentración de sustrato en el efluente, mg DQO / L

Las características de cada agua residual influyen en el tipo de microorganismos que crecen en el sistema y en el valor de los coeficientes.

La representación gráfica de los datos obtenidos en varios estudios de tratabilidad biológica usando los modelos basados en S_e , han mostrado gran dispersión, por lo cual varios investigadores (Jan Suschka, Don F. Kincannon, Enos L. Stover), propusieron que la velocidad de remoción de sustrato depende de la carga orgánica básica aplicada o relación alimento microorganismos $F/M = S_i / (X \text{ TRH})$ y no de la concentración de sustrato efluente, así :

$$dS/dt = [U_{\max} \times (F/M)] / [K_B + F/M]$$

Donde :

U_{\max} : Velocidad máxima de utilización de sustrato, dia⁻¹

K_B : Relación F/M en la cual la velocidad de utilización de sustrato es $\frac{1}{2}$ de la velocidad máxima, g DQO / g SSV dia.

F/M : Carga orgánica masica o relación alimento microorganismos,
g DQO / g SSV día.

Para poder determinar las constantes biocinéticas debe linealizarse la ecuación anterior por el método de LINEWEAVER - BURK de la siguiente forma :

$$\frac{X \text{ TRH}}{(S_i - S_e)} = \frac{K_B}{U_{\max} \frac{F}{M}} + \frac{1}{U_{\max}}$$

Tabla 1. Características promedio del agua residual

PARAMETRO	UNIDADES	VALOR
DQO	mg / l	150 000
pH	-	6.8
Temperatura	° C	40
Sólidos totales	mg / l	148 000
Sólidos suspendidos	mg / l	28 000
Grasas y aceites	mg / l	8 700
Nitrógeno total N	mg / l	6 630
Fósforo total P	mg / l	464
Sulfatos SO ₄	mg / l	127
Conductividad	μmhos/cm	13 500
Caudal	m ³ / día	28

Laboratorio de Ingeniería Sanitaria Universidad Nacional Sede Medellín.

En la tabla 2 se presentan los datos obtenidos durante el estudio piloto en un reactor UASB.

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

6.1 CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA

En la figura 1, variación de la eficiencia con la COV, se observa que al aumentar la COV disminuye la eficiencia, además la tendencia de los datos muestra

que para COV menores de 6 g DQO / L día se presenta poca dispersión de los datos y se obtienen eficiencias mayores del 79 % ; mientras que para COV mayores de 6 g DQO / L día se presenta una alta dispersión.

En la figura 2, variación de los AGV con la COV, se observa que al aumentar la COV aumentan los meq / L de AGV en el efluente, además la tendencia de los datos muestra : para COV menores de 6 g DQO / L día la dispersión de los datos es poca y para COV mayores de 6 g DQO / L día la dispersión es alta.

Analizando esta figura se determina que la máxima concentración de AGV para que el sistema permanezca estable es de 12 meq / L, lo cual es acorde con lo dicho en la bibliografía 1 debe resaltarse que a concentraciones mayores de 12 meq / L, el sistema no se acidifica como se vera posteriormente.

El índice de alcalinidad (I.A) o relación AGV / alcalinidad total, sirve como indicador de la estabilidad del sistema reactivo, en la bibliografía se reporta que se necesitan valores entre 0.1 y 0.3 para mantener el sistema estable.^{1, 2, 3} en la figura 3, variación del I.A. con la COV, se observa como para COV menores de 6 g DQO / L día el I.A. es menor de 0.3.

Por todo lo anterior, la máxima COV que se le puede aplicar al sistema para que permanezca estable es de 6 g DQO / L día.

6.2 TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO

En la figura 4, variación de la eficiencia con el TRH, se observa que para TRH menores de 16 h (caudales altos) la eficiencia de remoción es baja, posiblemente es debido a que la velocidad con la cual la materia orgánica atraviesa el manto de lodos es mayor que la velocidad con la cual los microorganismos la consumen (velocidad de la hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) o a la limitada actividad de las bacterias metanogénicas (el ácido acético es el AGV predominante en el efluente del reactor como se verá más adelante).

Para TRH mayores de 16 h las eficiencias de remoción son mayores del 78 %.

Tiempos de retención altos presentan algunos inconvenientes ; el flujo del alimento acompañado del biogás, son los encargados de generar la turbulencia que garantiza el contacto entre la materia orgánica y los microorganismos. Flujos de alimento pequeños no son suficientes para ayudar a la salida del biogás , lo que conlleva a una acumulación de éste, sin ayudar a generar un buen mezclado dentro del reactor. La acumulación del biogás posiblemente inhibe la digestión por la presencia de productos. Cuando el sistema se sobrepresiona, el biogás sale bruscamente y desestabiliza el sistema (perdida de microorganismos y elevación del separador S-L-G).

El mínimo TRH para lograr eficiencias mayores del 78 % con condiciones estables en el reactor es de 16 h.

Como la COV, TRH y Si están relacionadas entre si, al fijar dos de ellas la otra queda establecida, lo que implica que para una COV de 6 g. DQO / L dia y un TRH de 16 hr, la DQO del influente será de 4000 mg DQO / L. Con estos parámetros se logran eficiencias de 79 %.

6.3 RELACIÓN ENTRE AGV Y Se.

La concentración de materia orgánica en el efluente (Se) y los AGV se pueden correlacionar en forma lineal. En la figura 5, relación entre AGV y Se, se puede observar que el factor que correlaciona Se y los meq/L de AGV es de 74. Comparando con los valores reportados en la bibliografía 1 posiblemente el AGV predominante es el ácido acético, por lo cual se puede decir que los pasos involucrados en la descomposición del sustrato se están llevando a cabo (acetato principal precursor del metano). Los excesos de AGV son debidos a sobrecargas en el sistema y / o a la limitada actividad de las bacterias metanogénicas.

6.4 CONCENTRACIÓN DEL INFLUENTE

En la figura 6, variación de la eficiencia con Si, se observa que al aumentar Si disminuye la eficiencia.

Para DQO menor de 5000 mg/L las eficiencias de remoción son mayores del 80%.

En la figura 7, variación de los AGV con Si, se observa que al aumentar Si aumenta la concentración de AGV en el efluente, o lo que es lo mismo aumenta Se (figura 5).

Para el dimensionamiento del reactor se requiere una eficiencia de remoción del 80%, por tal razón la máxima concentración en el influente está limitada por la concentración de AGV en el efluente. (12 meq / L) :

$$Se_{\max} = Si_{\max} * (1 - 0.8).$$

$$Se = 74 * \text{meq / L de AGV} \text{ (figura 5)}.$$

$$Si_{\max} = 74 * 12 / 0.2 = 4440 \text{ mg DQO / L.}$$

La concentración del influente para remover el 80 % de la materia orgánica será de 4000 mg DQO / L.

6.5 INFLUENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DE AGV EN EL pH.

En la digestión anaeróbica del sustrato se producen AGV que tienden a acidificar el sistema, por lo cual éste debe poseer una buena capacidad buffer que ayude a mantener el pH en el intervalo recomendado (6.7-7.4).

El CO₂ producido en la digestión anaeróbica y el NH₃ proveniente de la descomposición de las proteínas , otorgan al sistema la capacidad de neutralizar los excesos de AGV.

La máxima concentración de AGV presentada en el sistema fue 44 meq / L debida a una sobrecarga de 25 g DQO / L dia (ver tabla 2, día 73), sin embargo como se puede observar en la figura 8, a esta concentración de AGV el pH del sistema se mantuvo en el intervalo en donde la forma ionizada (no tóxico) de los AGV es un 99 % aproximadamente.

6.6 COEFICIENTES CINÉTICOS

En la representación gráfica de los datos mediante los modelos basados en la concentración de materia

orgánica del efluente, para determinar las constantes biocinéticas, se presenta gran dispersión, corroborándose lo dicho en la bibliografía.

Correlacionando los datos mediante el modelo⁵ basado en la relación F / M, se encontró un buen ajuste de los datos, los cuales son mostrados en la figura 9, linealización mediante el método de LINEWEAVER - BURK.

De ésta figura se obtiene :

$$U_{\max} = 0.4136 \text{ dia}^{-1}$$

$$K_B = 0.3952 \text{ g. DQO / (g. SSV dia)}.$$

En la figura 10 se muestra la velocidad de remoción de sustrato en función de la relación F / M.

El significado de estos coeficientes es :

U_{\max} : La máxima velocidad de remoción de sustrato que puede remover 1 g de biomasa es 0.4136 g. DQO / día.

K_B : Para una relación de F / M de 0.3952 g. DQO / (g. SSV dia), la velocidad de utilización de sustrato es la mitad de la velocidad máxima.

Aunque la ecuación cinética en función de la relación F / M fue desarrollada para el tratamiento aeróbico, se presenta buen ajuste de los datos cuando se aplica al tratamiento anaeróbico.

La máxima velocidad de remoción de sustrato que puede remover 1 g de biomasa es 0.4136 g. DQO / día, cuyo valor es inferior al mínimo encontrado en la bibliografía 0.5 g DQO / g SSV dia,⁶ pero debe tenerse en cuenta que las constantes biocinéticas dependen de la materia orgánica presente en el agua residual y del tipo de microorganismos desarrollados en el reactor.

6.7 OTROS FACTORES

La presencia de grasas y colágeno en el agua residual hacen que los lodos adquieran propiedades pegajosas

o aglomerantes, que junto con la producción de gas hacen que los lodos floten y salgan del sistema, lo cual se evidenció durante la experimentación ; corroborándose lo predicho en la bibliografía.

La cuantificación del biogás producido, es difícil de realizar debido a la acumulación de natas, a los problemas de separación de fases y a la acumulación del biogás dentro del reactor (saliendo éste en batches), sin embargo se tiene una producción promedio de 29 L / dia.

7. CONCLUSIONES

El tratamiento anaeróbico en un reactor U.A.S.B. de estas aguas residuales en el intervalo de temperatura (27 - 33 °C), es factible como parte de un tratamiento integral de este desecho.

La concentración de los macronutrientes N, P y S, en el agua residual están en los niveles apropiados para el proceso anaeróbico.

La remoción de olor y color del agua residual en el reactor es apreciable.

El amoníaco y el gas carbónico producido en la descomposición de la materia orgánica proporcionan la alcalinidad necesaria para neutralizar los excesos de AGV en el reactor que tienden a acidificar el sistema, por lo cual no es necesario adicionar neutralizantes, para mantener el pH en el intervalo recomendado (6.7 - 7.4).

En el registro organoléptico que se realizó no se tienen indicios de altas concentraciones de H₂S, debido a que no se presenta el olor característico de este gas.

La aclimatación del lodo para el arranque del reactor se realiza en un periodo corto de tiempo debido a la alta biodegradabilidad del sustrato, la no presencia de sustancias tóxicas y a la procedencia del mismo.

Para concentraciones de AGV menores de 12 meq / L e I.A. menor de 0.3 el reactor es estable y se logran altas

eficiencias, corroborándose lo dicho en la bibliografía.

Para que el sistema permanezca estable la máxima COV que se le puede aplicar es de 6 g DQO / L día, y el mínimo TRH es de 16 h, sin embargo el sistema soporta sobrecargas.

Para remover el 80 % de la materia orgánica del agua residual, la máxima concentración del influente para mantener el sistema estable es de 4 400 mg DQO / L.

Se recomienda dejar hidrolizar el agua residual concentrada antes de ser diluida para alimentar el reactor.

8. BIBILOGRAFIA

1. Universidad del Valle, C.V.C., Universidad Agrícola de Wageningen **Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos UASB - Manual del curso.** Santiago de Cali, Noviembre de 1987.
2. BOYLE, William C., CONVERSE, James C. y RIPLEY, Leonard E. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of poultry manure. Industrial Waste conference 40th. 1985 . Purdue University.
- 3 Universidad del Valle, C.V.C.,**Curso sobre Tratamiento anaerobico de aguas residuales, con énfasis en el sistema de flujo ascendente con manto de lodos (UASB).** Santiago de Cali, Junio 23 al 26 de 1987.
4. GIL V., Luis Hernando. Fundamentos del tratamiento anaerobico de aguas residuales - Criterios de diseño. Medellin, junio de 1992. 108 p.
5. KINCANNON, Don F. y STOVER, Enos L. Biological Treatability Data Analisys of

Industrial Wastewaters. Purdue University.
Industrial Waste Conference 38th 1984.

6. LEMA, Juan M., MENDEZ Ramón y SOTO Manuel. Bases cinéticas y microbiológicas en el diseño de digestores anaeróbios. Ingeniería química. Enero 1992 pp. 191 200.
7. OROZCO, Alvaro y SALAZAR, Alvaro. Tratamiento biológico de aguas residuales. Universidad de Antioquia, Medellín, Mayo de 1987. 473 p.
8. RAMALHO, R. S. Tratamiento de aguas residuales. Editorial reverté,S.A.1991. 705 p.
9. SUSCHKA, Jan. Biooxidation in a continuous activated sludge process. Water Research Vol 14. pp 197 to 205. (1980).

Tabla 2. Resultados experimentales.

Día	SI	Se	N	pH	AGV	LA	TRH	COV	alcalinidad
1	1500			7.25					2090
2	1500			7.17					1985
3	1500			7.00					1295
4	1500								
5	1500	136	90.93	6.96	3.10	0.2403	17.98	2001	1020
6	1500	77	94.86	6.77	2.60	0.3058	17.98	2001	645
7	1500	160	89.33	6.78	3.50	0.2672	17.54	2052	425
8	2000	251	87.45	6.81	4.50	0.2663	20.00	2400	845
9	2000	200	90.00	7.05	3.30	0.1803	25.00	1920	915
10	2000	158	92.10	7.00	4.40	0.2328	15.97	3004	915
11	2000								
12	2000								
13	2000	283	85.85	7.11	4.30	0.2139	15.97	3004	1005
14	2000	196	90.20	7.00	4.00	0.1878	15.97	3004	1065
15	2000	152	92.40	6.92	5.40	0.2596	16.74	2866	1040
16	2000	150	92.50	6.90	4.10	0.1971	16.74	2866	1040
17	2000	146	92.70	7.01	5.31	0.2428	17.24	2784	1215
18	2000								
19	2500	189	92.44	7.16	4.14	0.1697	16.72	3588	1219
20	2500	250	90.00	7.66	3.33	0.1104	17.33	3460	1507
21	2500						21.60	2776	
22	2500						21.60	2776	
23	2500	380	84.80	7.40	5.31	0.1657	21.60	2776	1602
24	2500						18.18	3300	
25	2500	401	83.96	7.61	4.77	0.1497	18.18	3300	1354
26	3000	334	88.86	7.52	4.59	0.1541	17.12	4204	1489
27	3000	468	84.40	7.60	4.32	0.1412	22.12	3254	1530
28	3000	292	90.26	7.45	4.95	0.1571	15.82	4550	1575
29	3000						17.79	4046	
30 ²				7.26	8.79	0.2280			1879
31	3000	266	91.13	7.34	8.70	0.2370	19.20	3749	1866
32	3000								
33	3000	397	86.76	7.35	10.00	0.2376	16.43	4381	2009
34	3000	261	91.30	7.30	9.22	0.2294	17.55	4101	2009
35	3000	383	87.23	7.29	8.35	0.2341	15.32	4697	1783
36	3500	480	86.28	7.41	8.44	0.2360	14.11	5950	1787
37	4354	598	86.26	7.25	10.21	0.2407	16.55	6311	2096
38	4000	421	89.47	7.08	11.97	0.2845	16.28	5894	2079
39	4000								
40	4000	601	84.97	7.30	11.22	0.2425	18.64	5149	2314
41	4000	553	86.17	7.32	12.60	0.2227	17.24	5568	2792
42	4000								
43	4000	471	88.22	7.30	10.80	0.2067	18.79	5107	2588
44	4000	617	84.57	7.26	12.60	0.2589	12.85	7468	2318
45	4000						14.53	6604	
46 ³	4000			7.20	16.80	0.3864			2178
47	2520						8.10	11849	
48	4000								
49	4000								

Dia	Se	N	pH	AGV	LA	TRH	COV	alcalinidad
50	3500	708	79.77	7.00	10.53	0.3421	9.88	8496
51	3500	796	77.25	7.02	9.20	0.3110	7.72	10872
52	3500	620	82.28	7.13	8.10	0.2769	7.07	11873
53	3500							
54	5000	1239	75.22	6.98	18.63	0.4988	14.95	8022
55	5000	1770	64.60	6.93	20.38	0.5362	7.07	16971
56	5000	1539	69.22	6.82	26.45	0.6099	10.88	11021
57	5000						11.21	10697
58	5000	1274	74.52	6.86	20.77	0.5662	9.60	12497
59	5000	1344	73.12	6.92	24.08	0.5714	12.22	9817
60	5000							
61	6000	1751	70.81	6.89	26.05	0.5479	10.50	13713
62	6000	2406	59.90	6.92	26.75	0.5514	12.94	11121
63	6000	2389	60.18	7.27	24.68	0.4382	11.39	12639
64	6000							
72	6000							
73	7000						6.72	24984
74	7000							
75	6000	2752	54.13	6.94	37.75	0.5956	15.53	9269
76	6000	2693	55.11	6.87	39.04	0.6077	11.39	12639
77	6000	3475	42.08	6.87	43.43	0.6657	11.11	12960
78	5000	2325	53.50	6.91	25.80	0.5941	10.92	10980
79	3000						6.85	10498
80	3000	1055	64.83	6.80	13.60	0.5064		
81	3000							
82	3000	1742	41.93	6.79	20.38	0.6077	5.27	13657
83	3000						9.54	7541
84	3000	1626	45.80	6.92	24.70	0.5837	8.10	8880
85	3000	1847	38.43	6.74	18.60	0.5813	6.48	11109
86	3000	1298	56.73	6.92	16.21	0.4894	11.27	6387
87	3000	1383	53.90	7.02	15.40	0.4667	7.60	9473
88	3000							
89	3000							
90	3000	1089	63.70	7.11	10.70	0.3497	8.39	8578
91	3000							
92	3000	1136	62.13	6.97	13.70	0.4228	8.39	8578
93	4000						10.93	8775
94	4000	622	84.45	7.10	9.30	0.3639	14.19	6763
95	4000							
96	4000							
97	4000	1150	71.25	7.14	14.62	0.4683	10.46	9174
98	4000	1407	64.82	6.97	21.00	0.4772	12.66	7582
99	4000	2080	48.00	6.89	26.00	0.5532	9.88	9709
100	4000	2010	49.75	6.97	25.90	0.5464	10.41	9216
101	4000	731	81.72	7.19	13.70	0.4029	11.70	8199
102	4000							1700
103	4000	1444	63.90	7.06	17.60	0.4314	13.22	7261
104	5000	1952	60.96	7.30	25.70	0.4345	15.66	7662
105								
106	6793	1140	83.21	7.34	23.00	0.4052	24.82	6567
107	5000	1100	78.00	7.40			33.62	3569

Día	SI	Se	N	pH	AGV	I.A.	TRH	COV	alcalinidad
108	5000	1050	79.00	7.44	15.29	0.2842	16.92	7092	2745
109	5000								
110	5000								
111	5000	1719	65.62	7.44	15.97	0.3047	13.70	8753	2675
112	5000						20.50	5852	
113	6000	1300	78.33	7.48	13.91	0.2606	12.24	11757	2725
114	6000								
115	6000	1373	77.11	7.35	17.60	0.3086	23.01	6257	2825

1. Culminación del lavado del reactor y comienzo de la toma de datos experimentales (volumen de la zona de reacción 30 L).
2. No se alimentó el reactor debido a una elevada concentración de AGV.
3. Se salió una porción de los microorganismos y desde ese día se trabajo con un volumen de reacción de 14 L
4. El sistema se alimentó, sin embargo no se registraron datos .

Si :Concentración del influente, mg DQO/L.
 Se :Concentración del efluente filtrada, mg DQO/L
 N :Eficiencia.
 AGV :Ácidos grasos volátiles, meq/L

I.A. : Indice de alcalinidad, adimensional.
 TRH : Tiempo de retención hidráulico, hr.
 COV : Carga orgánica volumétrica, mg DQO / L dia.
 Alcalinidad : mg CaCO₃ / L
 La concentración de SSV en el reactor durante la experimentación fue de 47 000 mg / L.

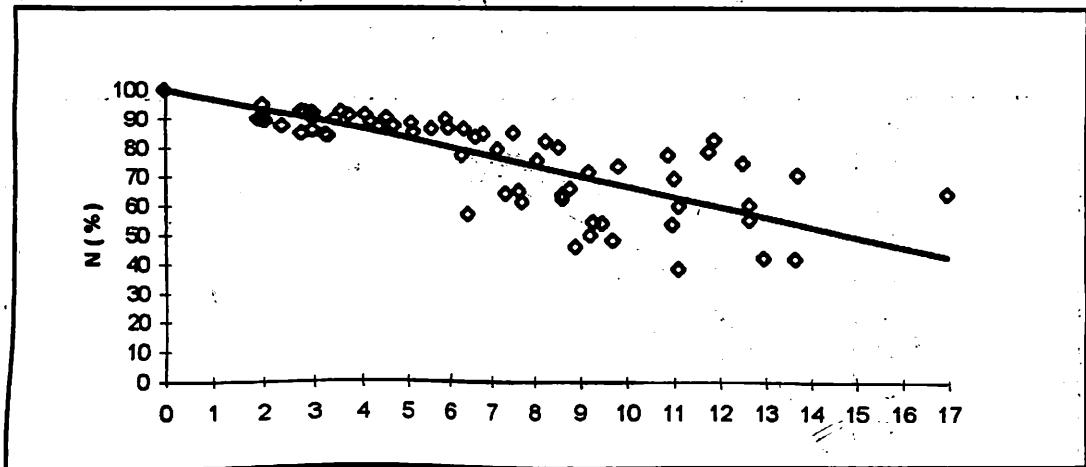


Figura 1. Variación de la eficiencia con la COV

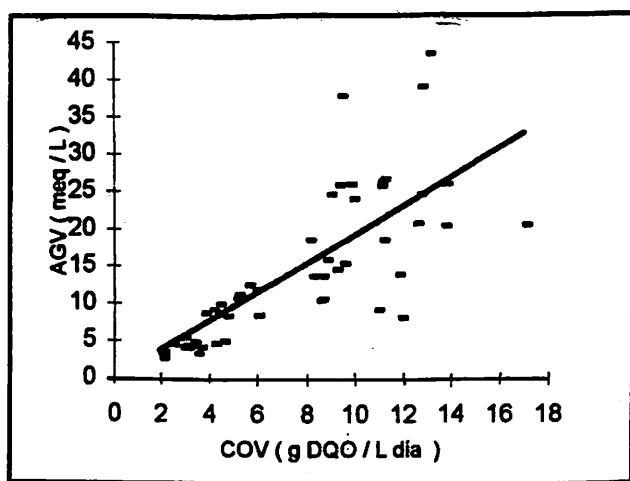


Figura 2. Variación de los meq/L de agv con la COV

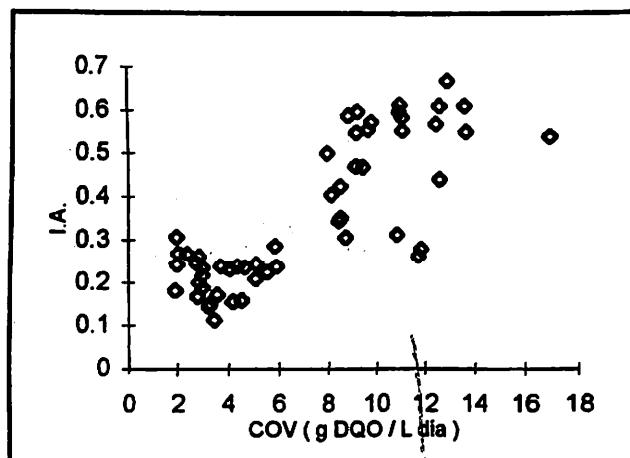


Figura 3. Variación del I.A. con la COV

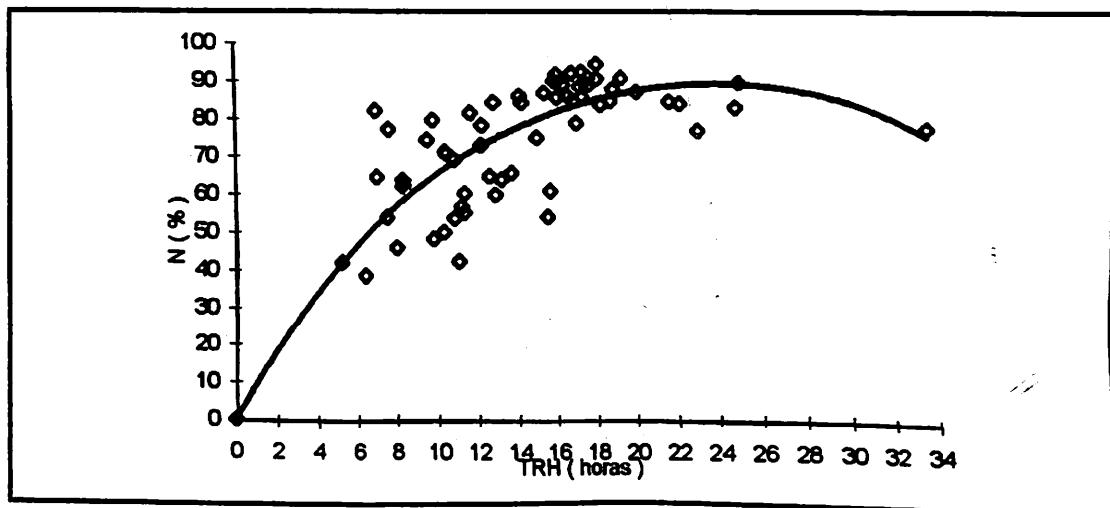


Figura 4. Variación de la eficiencia con el TRH

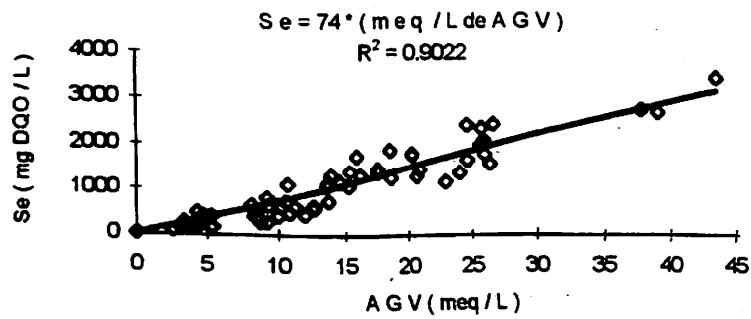


Figura 5. Relación entre AGV y Se.

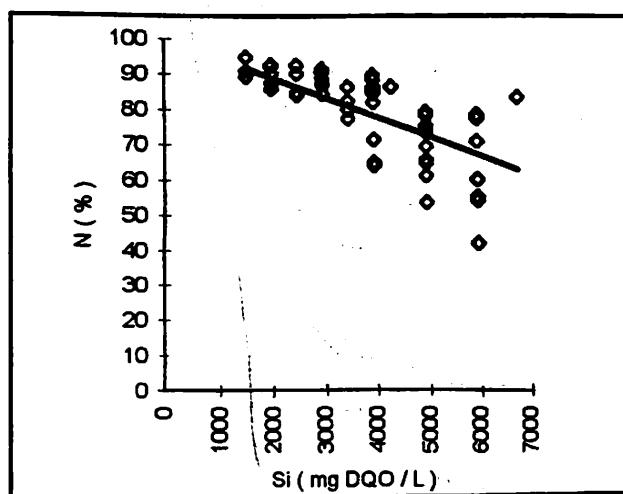


Figura 6. Variación de la eficiencia con Si.

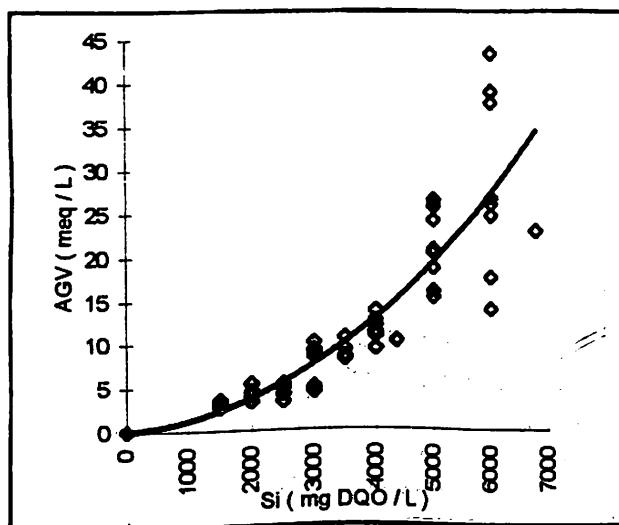


Figura 7. Variación de los meq/L de AGV con Si

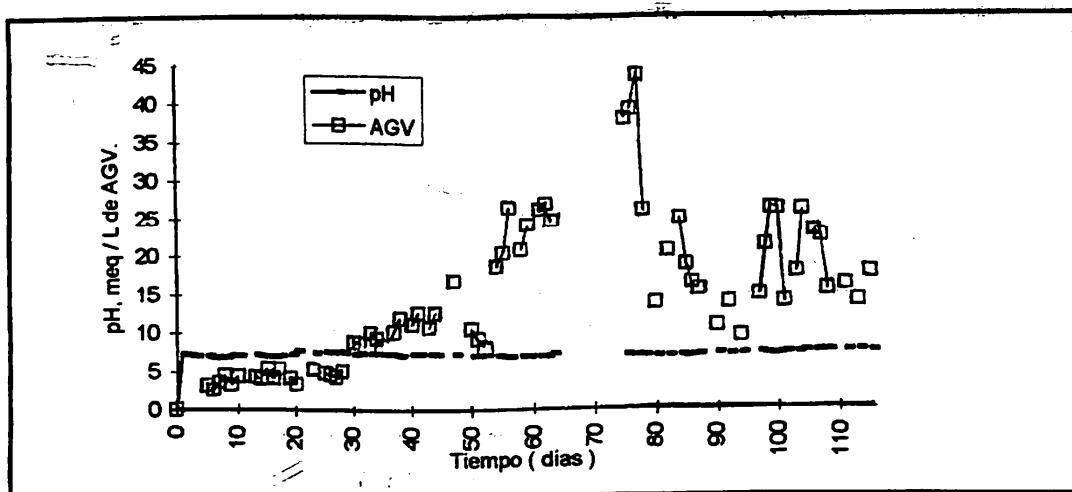


Figura 8. Variación del pH. y meq/L de AGV en el tiempo.

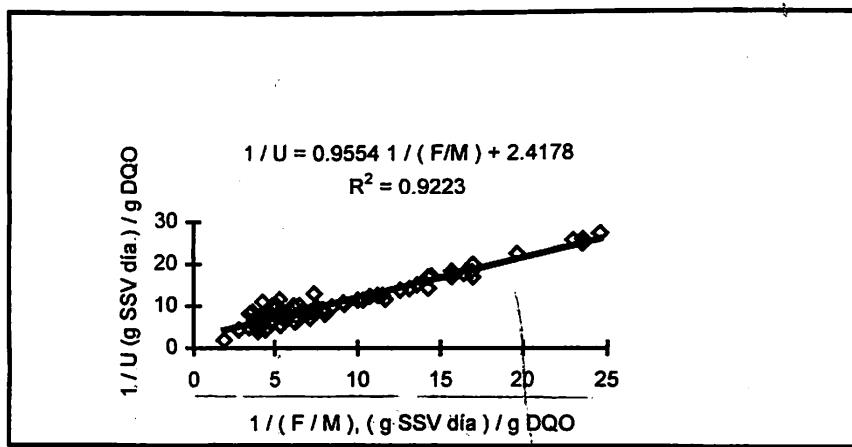


Figura 9. Linealización mediante el método de LINEWEARBURK

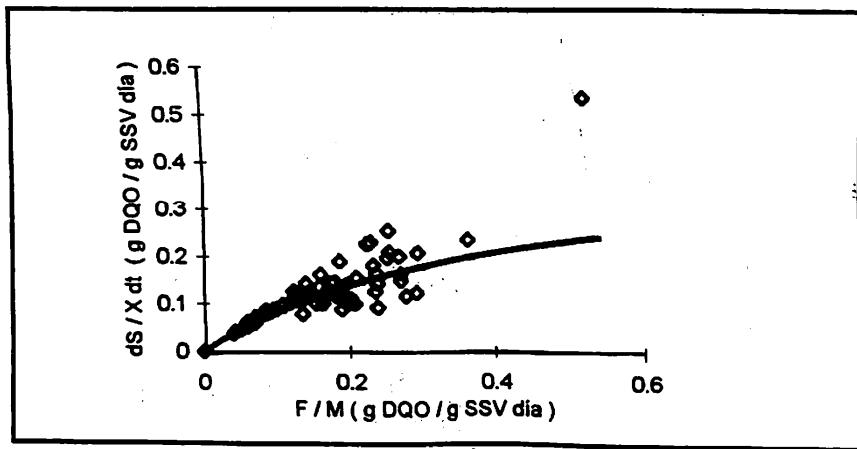


Figura 10. Velocidad de consumo de sustrato en función de F/M.