

## **Axial dispersion model performance a reactor of up flow anaerobic sludge blanket (UASB) under laboratory scale**

**Jhonny Pérez<sup>1\*</sup>, Gerardo Aldana<sup>2</sup>, Mariana Useche<sup>3</sup>, Nancy Rincón<sup>4</sup>, Nibis Bracho<sup>2</sup>, Johan Mesa<sup>†</sup>**

<sup>1</sup>Grupo GISA. Facultad de Ingeniería, Universidad de La Guajira. Km 5 vía a Maicao, Riohacha, La Guajira, Colombia. \*jpemon@hotmail.com.

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones del Agua (CIA), <sup>3</sup>Escuela de Química,

<sup>4</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia.

### **Abstract**

Organic load removal on Upflow Anaerobic Sludge Blanket UASB reactor can be affected their hydraulic variables: due to liquid upflow velocities, height, hydraulic retention time and dispersion number such affect the dispersion coefficient under reactor condition. This investigation evaluated the hydraulic performance for a 4,14 L UASB lab scale using Li<sup>+</sup> (LiCl) and Rhodamine WT (RWT) as a tracer in order to compare the hydraulic behavior reactor and the efficiency of treatment, varying retention time and increasing liquid upflow velocities. Glucose was used as substrate for food reactor (500 mg/L) and granular sludge as inoculum (20% v/v) from a local brewery. The hydraulic performance was accessed using two tracers simultaneously with a theoretical retention time (TRT) varying from 5 to 10 hours. Liquid upflow velocities and the coefficient dispersion was large for the lower HRT ( $D = 1,52 \text{ E-}2 \text{ m}^2/\text{h}$  >  $D = 5,62 \text{ E-}3 \text{ m}^2/\text{h}$ ) for a hydraulic efficiency ( $\beta$ ) of 1,23 and 1,22 respectively. COD removal was lower for HRT = 5 hours (89,29%) HRT = 10h (93,85%) instead. Tracer recovery mass was 77,03% and 99,34% for the Li<sup>+</sup> and 23.90 and 52.66% for RWT for a TRT of 10h and 5h respectively, Li<sup>+</sup> was strong recommended. Hydraulic efficiency results was higher than one, maybe due to short circuiting and recirculation pathway, such retention of tracer delay on the sludge blanket.

**Key words:** Dispersion coefficient, UASB, hydraulic efficiency and COD removal efficiency.

## **Evaluación del modelo de dispersión axial de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) a escala de laboratorio**

### **Resumen**

La remoción de carga orgánica en RAFA puede estar afectada por variables hidráulicas tales como: velocidad ascendente, altura, tiempo de retención y número de dispersión los cuales afectan al coeficiente de dispersión del reactor. En esta investigación se evaluó el comportamiento hidráulico de un RAFA de 4,14L utilizando Li<sup>+</sup> (LiCl) y RodaminaWT (RWT) como trazador con la finalidad de comparar el comportamiento hidráulico del reactor y la eficiencia del tratamiento, variando el tiempo de retención y por tanto la velocidad ascendente. Se utilizó glucosa como sustrato para la alimentación del reactor (500 mg/L) y como inóculo lodo granular (20% v/v) proveniente de una cervecería local. La evaluación hidráulica se realizó empleando ambos trazadores de forma simultánea, para tiempos de retención teórico (TRT) de 10 y 5 horas. La velocidad ascensional y el coeficiente de dispersión fue mayor para el menor TRT ( $D=1,52\text{E-}2$

$m^2/h > D = 5,62E-3 m^2/h$ ), para una eficiencia hidráulica ( $\beta$ ) de 1,23 y 1,22 respectivamente. La remoción de la DQO fue menor (89,29%) para TRT=5h en comparación al TRT=10h (93,85%). El porcentaje de recuperación de los trazadores fueron 77,03 y 99,34 para el  $Li^+$  y 23,90 y 52,66 para RWT en los TRT de 10 h y 5 h respectivamente, por lo cual se recomienda usar  $Li^+$ . La eficiencia hidráulica fue mayor a la unidad, debido a la presencia de recirculaciones, y posible retención temporal del trazador en el lodo.

**Palabras clave:** RAFA, coeficiente de dispersión, tiempo de retención hidráulico, eficiencia hidráulica, remoción de carga orgánica.

## Introducción

La tasa de conversión o remoción de la materia orgánica en cualquier biorreactor es regida por dos factores principales interrelacionados: el funcionamiento del proceso microbiológico y la hidráulica del reactor [1], estos factores se ven disminuidos porque la mayoría de los sistemas de tratamiento de aguas residuales no se encuentran en condiciones óptimas de funcionamiento, debido principalmente a que el diseño y la operación no se realiza adecuadamente por lo cual se requiere una evaluación constante [2].

En el tratamiento biológico de aguas residuales, el comportamiento de la dispersión determina los resultados del proceso de transporte de masa y en consecuencia el funcionamiento de un reactor dado. La actuación global de la dispersión en un RAFA es el resultado de interacciones entre varios fenómenos físicos interdependientes: las propiedades de flujo, interacción entre fases (líquida, sólida y gaseosa), advección, segregación de las partículas y dispersión del sustrato [3, 4]. Por lo anterior, es necesario conocer el comportamiento hidráulico de los sistemas de tratamiento usando sustancias trazadoras a fin de establecer el comportamiento del flujo: pistón, mezcla completa, disperso; existencia de zonas muertas, corto-circuitos o flujos advectivos, tiempo de retención hidráulico y número de dispersión [5].

El RAFA es una técnica ampliamente usada desde la década de 1970 y en los actuales momentos es considerada buena alternativa para el tratamiento de aguas residuales [6]. En la actualidad, la hidráulica en los RAFA no está bien definida: En 1978 [7] y luego 1986 [8] se estableció la dinámica del flujo considerando tres zonas: 1) el lecho en el cual existe una mezcla completa (M.C), espacios muertos, corto circuito, 2) el manto en el que existe M.C y 3) el sedimentador fue descrito como flujo pistón (FP). El estudio permitió concluir que las dimensiones de los

reactores estudiados no fueron óptimas [7]. Sin embargo, cinco años después se estableció un modelo matemático para describir el flujo en un RAFA y tomando el mismo criterio establecido en [7], pero asumiendo que no existe zona muerta en el lecho de lodo [9]; otra investigación usó la resistencia del flujo en los RAFA para representar su distribución y se determinó que con un aumento en la fricción de flujo, acrecentó el flujo en corto circuito en el lecho del reactor y además influyó en la distribución del flujo en el manto y sedimentador [10].

Estos autores utilizan el término corto circuito para referirse al flujo advectivo o aquellas porciones del flujo que tienen velocidades muchos mayores a la velocidad promedio del sistema. En la presente investigación al referirse a este comportamiento del flujo se usará flujo advectivo [11], los cuales están presente en sistemas de tratamientos: lagunas de estabilización [11] y RAFA [12, 2]

Otros estudios dividen los RAFA en dos zonas (1. Lecho y manto, 2. sedimentador) [13,14]. La zona 1 la describen como reactores continuos de M.C no ideal con presencia de zonas muertas conectados en serie con el sedimentador, el cual fue descrito como F.P. Sin embargo, el mayor avance en el comportamiento del flujo de los RAFA se conoció cuando se encontró que el patrón de flujo de un RAFA se puede explicar con un modelo de dispersión axial simple usando el número de Peclet (Pe) [14]. Una mejora a este modelo se produjo cuando se incorporó el coeficiente de dispersión axial (D) a lo largo del reactor y determinaron que el lecho de lodo y las zonas líquidas fueron descritos como dos zonas axialmente dispersas, con flujo advectivo en la zona del lecho de lodo [15]; otra publicación de este mismo estudio concluyó que de acuerdo al número de Peclet (Pe) y número de dispersión (d) existe evidencia suficiente que muestra un comportamiento de flujo pistón en el reactor [16].

Investigaciones a escala real (275 m<sup>3</sup>) [12] con publicación parcial en el año 2006 [1] estudiaron el comportamiento de un RAFA a diferentes tiempos de retención teórico (TRT) entre 10,6-4,9 horas. El número de dispersión encontrado estuvo entre 0,25-0,33. El reactor fue dividido en dos zonas y concluyeron que de acuerdo a los modelos matemáticos de dispersión de Wolf y Resnick [17], la zona del lecho y manto manifestó un comportamiento de M.C y el sedimentador describió F.P con presencia de flujo advectivo y zona muerta para las condiciones operacionales cerca de las condiciones de diseño (TRT = 6 horas). Por otro lado, un estudio de un RAFA de 32 m<sup>3</sup>, concluyó que el reactor fue equivalente a dos reactores completamente mezclados conectados en serie y una fracción de zona muerta alrededor de 0,02 y según el análisis del número de dispersión ( $d=0,289$ ) fue descrito como flujo pistón con alto grado de dispersión (flujo disperso) [18].

Otro estudio escala piloto (RAFA cilíndrico, de 160 L) con caudales constantes (dispersión de 0,112 y 0,121 para TRT de 10 h) y caudales cíclicos del 40% (dispersión de 0,064 y 0,072) y del 60% (dispersión de 0,045) concluyeron que el RAFA presentó un comportamiento similar a un reactor de mezcla completa para caudales constantes y similar a flujo pistón para caudales cíclicos [19]. Sin embargo si tomando el criterio de flujo pistón  $0,001 < d < 0,20$ ; flujo disperso  $0,20 < d < 2,5$  y mezcla completa,  $2,5 < d < 5,0$  [11] el comportamiento del flujo en el RAFA en ambos casos sería flujo pistón.

En esta investigación se evaluó el comportamiento hidráulico de un RAFA de 4,14L utilizando LiCl y RWT como trazador con la finalidad de comparar el comportamiento hidráulico del reactor y la eficiencia del tratamiento, variando el tiempo de retención y por tanto la velocidad ascendente y el número de dispersión. Se utilizó glucosa como sustrato para la alimentación (500 mg/L) e inoculado con lodo granular (20% v/v) proveniente de una cervecera local. Se determinaron parámetros físico-químico e hidráulicos como: pH, alcalinidad, demanda química de oxígeno (DQO), ácidos grasos volátiles (AGV), producción de biogás, contenido de metano, sólidos suspendidos, tiempo de retención hidráulico, eficiencia hidráulica, coeficiente de dispersión (D).

## Metodología

### Unidad experimental

La investigación se llevó a cabo en un RAFA de 4,14 L con dimensiones de 7,9 cm de ancho, 9,8 cm de largo y 55 cm de alto construido en plástico transparente con su estructura interna: Separador gas-sólido-líquido (SGSL) ubicado a 29,5 cm del fondo y sedimentador. La operación del reactor se efectuó bajo temperatura controlada de 30°C con la ayuda de una chaqueta de recirculación externa de plástico en donde se recirculó agua con un baño térmico. Para mantener un caudal de alimentación constante se usó una bomba peristáltica marca Cole Parmer modelo 7553-80 de 1-100 rpm y para recolectar el biogás se usó un dispositivo de desplazamiento de agua.

### Arranque y operación del RAFA

El reactor fue inoculado con 820 mL (19,8%) de lodo anaerobio granular proveniente de una industria cervecera local. El efluente utilizado fue agua preparada que contenía (mg/L): glucosa 500, NaHCO<sub>3</sub> 500, MgCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 0,085; NiSO<sub>4</sub>·6H<sub>2</sub>O 0,5; CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 0,05; FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O 7,3; H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> 0,1; CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 0,05; CaCl<sub>2</sub> 40; MnCl<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O 0,5; KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 10,96; K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 14,03; ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0,5; NH<sub>4</sub>Cl 43. Para aclimatar el lodo se inició la alimentación por carga hasta que la actividad del lodo superó 0,1 L-biogás/L-reactor.día [20], luego fue alimentado con flujo continuo iniciando con TRT de 24 h.

La operación del reactor se llevó a cabo a diferentes tiempos: 20h, 16h, 12h, 10h, 8h, 6h, 5h, 4h y se determinaron los siguientes parámetros: pH, Alcalinidad, DQO, producción de biogás, de acuerdo a lo establecido en el Standard Methods [21].

### Evaluación hidráulica

Para evaluar el comportamiento hidráulico del RAFA se utilizó de forma simultánea Cloruro de Litio (LiCl) por ser un elemento de poca interacción con el manto de lodo [22] y RWT por su aporte visual [23]. El LiCl se inyectó 1,5 mL de una solución patrón de 2000 mgLi<sup>+</sup>/L (C<sub>0</sub> de 0,725 mg/L) y para la RWT 4 mL de un patrón de 80,92 mg/L (C<sub>0</sub> de 0,078 mg/L). Los trazadores

se agregaron simultáneamente usando señal de impulso usando una jeringa previamente calibrada a 10 cm de la entrada. Los ensayos fueron realizados a TRT de 10 h y 5 h respectivamente y las muestras fueron recolectadas en el efluente inmediatamente después de agregado los trazadores y por un periodo mínimo de 3 veces el TRT.

Las mediciones de Litio se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica (marca Perkin Elmer, modelo 3110, método de llama gas aire-acetileno a 670,80 nm) con un límite de detección mínimo de 0,01 mg/L. Las muestras fueron preservadas con ácido nítrico, mantenidas en refrigeración y digeridas antes de su medición [21]. Para analizar las muestras de RWT se usó un Fluorímetro (marca Turner Designs modelo 10-005, serial 5852.). Sensibilidad por debajo de 0,5 mg/L, precisión de 0,5%.

El número de dispersión ( $d$ ) se calculó a través de la ecuación 1, 2 y 3. Para el tiempo de retención hidráulico (TRH) se usó la ecuación 4. [24], en el número de Peclet ( $P_e$ ) la ecuación 5 [15, 16] y al determinar el número de Reynolds ( $N_R$ ) se utilizaron las ecuaciones 6 y 7 en caso de secciones transversales no circulares cerradas [25]:

$$\sigma_\theta^2 = 2d - 2d^2(1 - e^{-\frac{1}{d}}) \quad (1)$$

$$\sigma_\theta^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} \quad (2)$$

$$\sigma^2 = \frac{\sum t_i^2 C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} - \bar{t}^2 \quad (3)$$

$$\bar{t}^2 = \left[ \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \right]^2 \quad (4)$$

$$P_e = \frac{1}{d} \quad (5)$$

$$N_R = \frac{v(4R)\rho}{\mu} \quad (6)$$

$$R = \frac{A}{PM} \quad (7)$$

donde:  $\sigma_\theta^2$  = varianza adimensional,  $d = \frac{D}{vl}$  = número o módulo de dispersión (adimensional),  $D$  = coeficiente de dispersión ( $m^2/h$ ),  $L$  = dimensión lineal o altura (m),  $\sigma^2$  = varianza de la curva de trazador ( $min^2$ ),  $\bar{t}$  = TRH = tiempo de retención hidráulico (min),  $t_i$  = tiempo (min),  $C_i$  = concentración del trazador en el efluente en el tiempo  $t_i$  (mg/L),  $v$  = velocidad lineal (m/h),  $R$  = radio hidráulico (m),  $\rho$  = densidad del agua a temperatura del sistema ( $kg/m^3$ ),  $\mu$  = viscosidad absoluta del agua a temperatura del sistema ( $kg/m.s$ ),  $A$  = área transversal ( $m^2$ ),  $PM$  = perímetro mojado (m).

## Presentación y análisis de los resultados

### Inoculación y arranque

El lodo granular utilizado, provino de un reactor anaerobio en funcionamiento lo que garantizó un arranque efectivo [20]. El 57% de los gránulos registraron un tamaño entre 2,6 y 3,0 mm, lo que generó altas velocidades de sedimentación y resistencia al lavado del reactor durante las elevadas cargas hidráulicas [26]. La tasa de producción de biogás obtenida a partir de la segunda carga (transcurridas 48h) fue de 0,275L/L.d, manteniendo las condiciones para una tercera carga (72h), corroborando los resultados encontrados y demostrando que el RAFA estaba listo para iniciar la etapa de flujo.

### Evaluación y control del proceso

Para evitar rupturas y desgastes del lodo, se inició esta etapa con tiempos de retención teóricos de 24h (velocidad ascensional de 0,022 m/h) [27].

El reactor fue operado a 24, 20, 16, 12, 10, 8, 6, 5 y 4 horas; donde se midieron: Producción de biogás, contenido de metano, DQO, pH y alcalinidad; evaluando 7 días de estabilidad en cada TRT, superando el periodo recomendado de 10 veces el TRT [28]. La estabilidad se consideró en términos de remoción de DQO, índice búfer (IB) y producción de metano.

El porcentaje de remoción promedio de DQO fue mayor del 80% para todos los TRT evaluados como se observa en la Tabla 1. Se encon-

Tabla 1  
Parámetros operacionales y eficiencia de remoción para cada TRT evaluado en el RAFA

TRT, h	COV g/m <sup>3</sup> .d	Alcalinidad		IB	pH		DQOe	% Rem	Biogás	
		A	E		A	E			mL/h	m <sup>3</sup> /kgDQO <sub>r</sub>
24	492,9	516	546	0,31	7,74	6,68	60,05	84,37	15,85	0,243
20	573,4	535	614	0,38	7,73	6,72	54,80	88,41	37,79	0,461
16	798,4	525	626	0,38	7,74	6,58	37,43	90,94	23,41	0,224
12	992,0	424	607	0,38	7,76	6,45	34,85	93,03	35,47	0,222
10	1180,8	352	630	0,45	7,94	6,58	28,34	93,85	53,95	0,281
8	1465,0	591	620	0,43	7,65	6,47	34,78	94,00	65,82	0,277
6	1978,7	450	691	0,39	7,80	6,66	51,90	89,62	73,58	0,241
5	2363,2	445	677	0,36	7,82	6,69	53,55	89,29	93,21	0,260
4	3004,3	570	653	0,47	7,64	6,45	65,63	86,87	91,64	0,203

COV= carga orgánica volumétrica. A= afluente. E= efluente. IB= índice búfer. subíndice r= removida.

tró un incremento gradual con el aumento de la carga hidráulica hasta un TRT de 8 horas a partir del cual se produce un ligero descenso hasta 86.87% obtenido a TRT de 4 horas, si bien es una alta eficiencia, se recomienda que el TRT no debe ser menor a 4,8h [3].

El pH se mantuvo entre 6,45 y 6,72 indicando que el reactor operó en el rango eficiente para las bacterias metanogénicas (6,5 a 8,2) [29]. Pequeñas fluctuaciones fueron observadas en el arranque (TRH de 24h), esto se debió a que el reactor se estaba estabilizando. EL pH del efluente fue menor al del afluente, esta disminución se justifica por el CO<sub>2</sub> o AGV originado en el proceso de digestión anaerobia [3], contrario a la alcalinidad que fue superior en el efluente debido a la generación de carbonatos (como bicarbonato) por la presencia de CO<sub>2</sub> generado en el proceso [30] (Tabla 1).

**Evaluación hidráulica**

Experimentalmente se visualizó con RWT, flujo advectivo (zona lateral) y zonas de turbulencia (adyacente al SGSL) tal como se muestra en la Figura 1. En las Figuras 2 y 3 se presentan la distribución de la edad del trazador del Li+ y Rodamina respectivamente para el TRT de 5 horas.

En la Figura 2 se observan fluctuaciones en la concentración en los primeros 120 minutos, lo

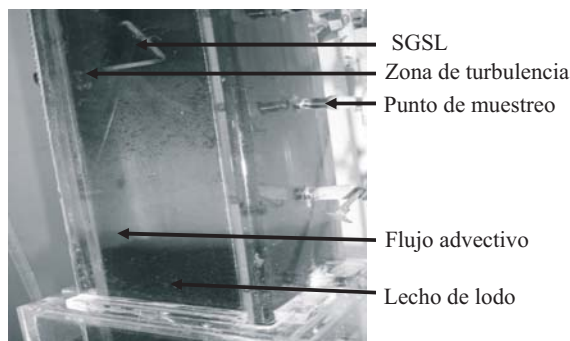


Figura 1. Comportamiento visual del flujo en el reactor.

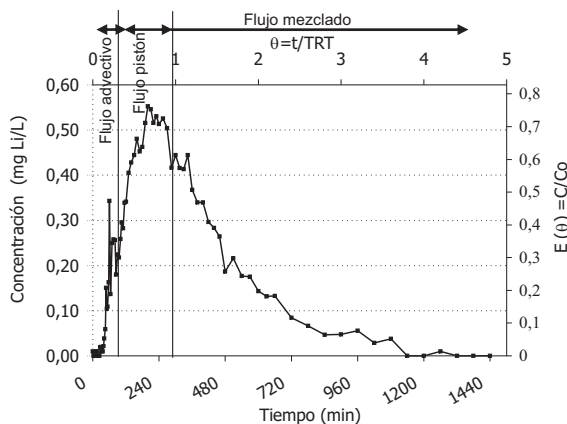


Figura 2. Distribución de la edad del trazador, TRT 5h. Li<sup>+</sup>.

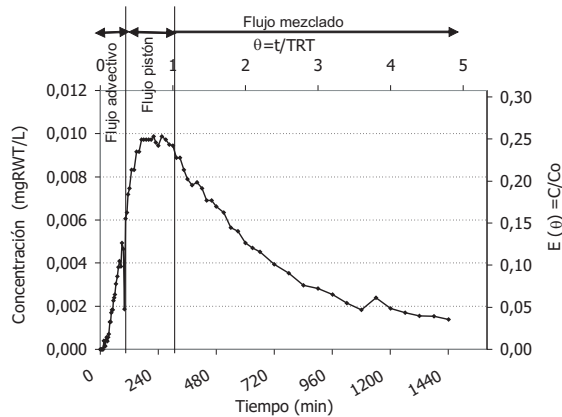


Figura 3. Distribución de la edad del trazador, TRT 5h. RWT.

que muestra presencia de flujo adyectivo [11], menos observado con la RWT (Figura 3). La forma general de las curvas es acampanada siendo el tiempo equivalente de 3 veces el TRT, suficiente para salir el trazador de  $Li^+$  y no para la RWT. En las crestas de las curvas se observan fluctuaciones debido probablemente al efecto de pantalla que tiene el sedimentador en el flujo ascendente SGSL, efecto que también fue observado en pantallas ubicadas cerca del efluente en un modelo físico de una laguna de maduración [11].

En ambos casos se observan corto circuitos, (variación de la concentración) e incluso al final del experimento, que puede deberse a las salidas del trazador que fue retenido en el lodo. En la Tabla 2, se puede observar los tiempos más importantes ocurridos durante la distribución de la edad de los trazadores así como también la con-

centración máxima y la concentración inicial, cabe resaltar que en el caso del  $Li^+$ , la máxima concentración representó el 57% y 76,3% de la máxima esperada y para la RWT fue mucho menor y se encontró entre 12,43% y 25,13% en los TRT de 10 y 5 horas respectivamente probablemente debido a la adsorción del trazador en el lecho de lodo.

El atraso de la RWT ratifica que el lodo anaerobio tiene una alta capacidad de adsorción tal como ha sido demostrado para la Rodamina B (RB) con capacidad de adsorción de 19,52 mgRB/g según el modelo de Langmuir [31]; por otra parte, el lodo activado seco presentó un rápido equilibrio de adsorción (15min) para la RB, y alta capacidad de adsorción ( $7,18 \mu\text{molRB}/g_{\text{lodo}}$ ,  $= 4,07 \text{mgRB}/g_{\text{lodo}}$  [32]. A pesar que estos casos fueron estudiados con RB existen evidencias comparativas de adsorptividad de la RB y RWT en sílice y alúmina mostrando que a pH 7 y 9, la RWT es más adsorbida sobre la alúmina ( $q_{100}=8,7 \mu\text{g}/\text{mg}$ ) que la RB ( $q_{100} = 4,8 \mu\text{g}/\text{mg}$ ), mientras que sobre un medio más polar como el sílice, la RB fue mayormente retenida ( $q_{100} 18 \mu\text{g}/\text{mg}$ ) que la Rodamina WT ( $q_{100}=4,0 \mu\text{g}/\text{mg}$ ) [33].

A un TRT de 10h, la recolección por 3 veces el tiempo de retención, no fue suficiente para alcanzar la línea base del trazador en el efluente, por esta razón se decidió extender el tiempo de recolección de muestras hasta cinco (5) veces el TRT observándose que este fue un tiempo satisfactorio para alcanzar la línea base por parte del  $Li^+$  (Figura 2) más no aún para la RWT (Figura 3). Sin embargo, para un TRH de 10h, la última con-

Tabla 2  
Resumen de tiempos y concentraciones en la distribución de la edad de cada trazador

Trazador	TRT, h	$t_i$ (min)	$t_{10}$ (min)	$t_p$ (min)	$t_o$ (min)	$t_m$ (min)	$t_{90}$ , min	$t_f$ , min	$C_o$ (mg/L)	$C_p$ (mg/L)	$E(\theta)_{\max}$ $C_p/C_o$
$Li^+$	10	15	300	420	600	810	ND	ND	0,725	0,413	0,569
RWT	10	30	690	660	600	ND	ND	ND	0,078	9,78E-3	0,125
$Li^+$	5	27	130	200	300	315	720	1440	0,725	0,553	0,763
RWT	5	15	210	220	300	1260	ND	ND	0,039	9,86E-3	0,253

$t_i$  = tiempo inicial desde que se aplica el trazador hasta que aparece en el efluente.  $t_{10}$  = tiempo correspondiente al paso del 10% de la cantidad total del trazador.  $t_p$  = tiempo modal, tiempo para la presentación de la máxima concentración.  $t_o$  = tiempo medio de retención teórico.  $t_m$  = tiempo mediano, corresponde al paso del 50% del trazador.  $t_{90}$  = tiempo correspondiente al paso del 90% del trazador.  $C_o$  = concentración inicial de trazador.  $C_p$ : concentración máxima a la salida. ND = no determinada.  $t_f$  = tiempo que transcurre hasta que el trazador atraviesa la totalidad del reactor.  $E(\theta)_{\max}$  = valor máximo de la concentración, adimensional.

centración de Li<sup>+</sup> equivalió solo al 10% de la Cp, mientras que para la RWT representó el 30%.

En los dos TRT estudiados, el TRH fue mayor al TRT obteniendo una eficiencia hidráulica ( $\beta$ ) de 1,22 y 1,23 para el Li<sup>+</sup> a TRT de 10 y 5 h respectivamente y de 1,41 y 1,79 para la RWT (Tabla 3), coincidiendo con eficiencias hidráulicas de 1,4; 1,5 y 1,6 obtenidas usando eosina como trazador lo que se justificó por la adsorción temporal del trazador en la biomasa [19]; este es un factor determinante que aleja el flujo de la idealidad. Es importante resaltar que en un ensayo previo sin lodo a un TRT de 4 horas y usando RWT se encontró una eficiencia hidráulica de 0,86 lo que hace evidente el atraso del trazador por parte del lodo, además se observó una dispersión mayor a 5h y 10h en presencia de lodo debido a la mayor velocidad ascensional del ensayo. Zonas muertas menores del 5% fueron encontradas cuando el reactor operó cerca de las condiciones de diseño (TRT 5,7 h) y un porcentaje de recuperación del trazador del 93% [1], de forma similar si se observa en la Tabla 2 los valores de las concentraciones adimensionales máximas ( $E\theta_{max}$ ), fueron menores a la unidad, indicando la ausencia de zonas muertas [1, 24] tal como se afirmó que en un RAFA después que haya operado unas semanas, las zonas muertas presentes al principio se proporcionan de sustrato e inician la producción de biogás y el mezclado por las burbujas lo que reduce o propicia que estas zonas estén ausentes [7].

Al duplicar la velocidad ascensional (Va de 0,054 m/h a 0,108 m/h) y por ende la carga orgánica volumétrica, el coeficiente de dispersión (D)

aumentó en 2,84 veces, de forma similar a escala de laboratorio encontraron que al aumentar la Va de 0,15 a 0,32 el valor de D se incrementó en D 3,55 veces [16], estos valores fueron similares a los obtenidos a bajas velocidades. A escala real [1] aumentaron la Va de 0,38 a 0,83 y el incremento en D fue 4,75 veces. Sin embargo, es importante resaltar que a la misma Va (0,83 m/h) el valor de D a escala real [1] fue 11,5 veces mayor que a escala de laboratorio [16] tal como se puede observar en la Figura 4. El incremento de D generó un aumento en la producción de biogás [34] incrementando el grado de coalescencia de las burbujas [4]. Sin embargo, las velocidades ascensionales tienen un efecto favorable porque su incremento puede mejorar la eficiencia de remoción debido a la velocidad de colisión entre las partículas suspendidas y el lodo, pero por otro lado, un incremento de la velocidad ascensional podría aumentar la fuerza de corte hidráulico disminuyendo la sedimentación de las partículas y conse-

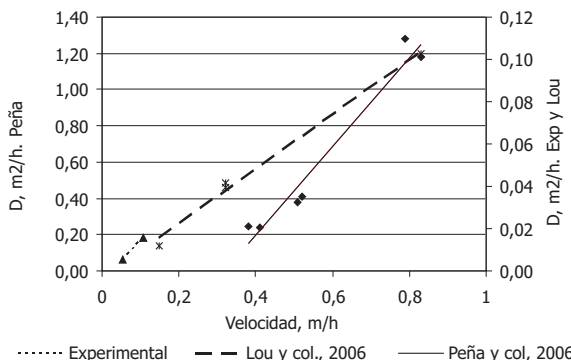


Figura 4. Comportamiento del coeficiente de dispersión (D) vs la velocidad ascensional (Va).

Tabla 3  
Resumen de los parámetros hidráulicos

Trazador	% R	TRT, h	TRH, h	$\beta$	d	Pe	(m/h)	D m <sup>2</sup> /h	N <sub>R</sub>	H <sub>L</sub> (m)	Qg (mL/h)
Li <sup>+</sup>	77,03	10	12,21	1,22	0,193	5,18	0,054	5,62E-3	1,59	0,135	50,2
RWT	23,90	10	14,09	1,41	0,162	6,17	0,054	4,72E-3	1,59	0,135	50,2
Li <sup>+</sup>	99,34	5	6,17	1,23	0,260	3,85	0,108	1,52E-2	3,23	0,15	95,6
RWT	52,66	5	8,96	1,79	0,298	3,36	0,108	1,73E-2	3,23	0,15	95,6
RWT *	88,75	4	3,456	0,86	0,326	3,06	0,135	2,37E-2	4,02	0,00	0,0

%R= trazador recuperado, %.  $\beta$ = eficiencia hidráulica. d= número de dispersión. Pe= número de Peclet. v = velocidad ascensional del líquido. D= coeficiente de dispersión. N<sub>R</sub>= número de Reynolds. H<sub>L</sub>= altura del lodo. Qg: caudal de biogás. RWT: rodamina WT. \*Experimento sin lodo.

cuentemente deteriorando la eficiencia de remoción [35].

De acuerdo al número de dispersión ( $d < 0,2$ ), el flujo se ajustó al modelo de dispersión axial simple [14] predominando el flujo pistón para TRT de 10 h y flujo disperso ( $d > 0,20$ ) para 5 horas [11], valores similares fueron obtenidos en estudios en RAFA a escala de laboratorio ( $0,12 < d < 0,20$ ) [16] y real [1, 18]. De acuerdo al  $N_R$ , el régimen de flujo fue laminar ( $N_R < 2100$ ) [36] tal como se había dicho desde finales de 1970 [7]. Al duplicar la velocidad, el  $Pe$  disminuyó en un 29.8% (desde 5,18 a 3,85) y el  $N_R$  se duplicó (desde 1,59 a 3,23).

### Selección del trazador

De acuerdo al porcentaje de trazador recuperado ( $\%R > 77,03\%$ ) y el tiempo de salida del trazador, el  $Li^+$  ( $LiCl$ ) presentó amplias ventajas en comparación con la RWT ( $\%R > 23,90\%$ ).

### Conclusiones

La velocidad ascensional y el coeficiente de dispersión fue mayor para el TRT menor, siendo ligeramente mayor la eficiencia de remoción de la DQO para la condición de TRT=10 horas. El porcentaje de recuperación de los trazadores fue 53% y 47% mayor para el  $LiCl$  en comparación con RWT, lo cual lo sitúa como un mejor trazador para este tipo de sistema con los TRT de 10 h y 5 h respectivamente, por lo cual se recomienda el  $Li^+$  ( $LiCl$ ), siendo la eficiencia hidráulica con ambos trazadores mayores a la unidad, debido a la presencia de recirculaciones, y posible retención temporal del trazador en el lodo.

El régimen de flujo en el reactor se adaptó al modelo de dispersión axial simple con tendencia a flujo pistón para TRT de 10 horas y flujo disperso para TRT de 5 horas con un aumento del coeficiente de dispersión ( $D$ ) de 2,84 veces al duplicar la velocidad ascensional; en ambos casos se mantuvo un flujo laminar.

### Agradecimientos

Al Consejo de Desarrollo Científico y Humánico (CONDES) por su financiamiento; a la Universidad La Guajira; al Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA) y al Cen-

tro de Investigaciones del Agua (CIA) de la Universidad del Zulia por su gran apoyo logístico.

### Referencias bibliográficas

1. Peña M., Mara D., Avella G.: "Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates". *Wat. Res.*, Vol. 40, (2006) 445-452.
2. Arroyave D., González M., Gallego D.: "Evaluación del comportamiento hidráulico de un reactor UASB utilizado para el tratamiento de aguas residuales" (2005). [on-line] fecha de consulta junio 5 de 2009. Disponible en: [http://www.ciiq.org/varios/peru\\_2005/trabajos/iii/3/3.3.11.pdf](http://www.ciiq.org/varios/peru_2005/trabajos/iii/3/3.3.11.pdf).
3. Ren, T., Mua, Y., Yu, H., Harada, H., Li, Y.: "Dispersion analysis of an acidogenic UASB reactor". *Chemical Engineering Journal*, Vol. 42, N° 2 (2008) 182-189.
4. Ottino, J.M., Khakhar, D.V.: "Mixing and segregation of granular materials". *Annu. Rev. Fluid. Mech.* Vol. 32 (2000) 55-91.
5. Campos J.: "Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo". ABES. Projeto PROSAB., Rio de Janeiro, 1999.
6. Aldana G., Herrera L., Bracho N.: "Selección de un trazador para la determinación de regímenes hidráulicos en reactores". *Rev. Tec. Ing. Univ. Zulia*, Vol. 18 N° 1 (1995) 113-122.
7. Heertjes P., Van der Meer R.: "Dynamics of liquid in an up-flow reactor used for anaerobic treatment of wastewater". *Biotechnol. Bioeng.* Vol. 20 (1978). 1577-1594.
8. Bolle, W., Van Breugel, J., van Eybergen, G., Kossen, N., Van Gils, W.: "An integrated dynamic model for the UASB reactor". *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 28, (1986) 1621-1636.
9. Van der Meer.: "Mathematical description of anaerobic treatment of wastewater in upflow reactors". *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. XXV (1983) 2531-2556.
10. Ojha, C., Singh, R. Flow distribution parameters in relation to flow resistance in an upflow anaerobic sludge blanket reactor system. *Journal of Environmental Engineering, Technical notes* (2002), 196-200.



11. Aldana, G.: "Hydraulic behaviour and performance improvement of waste stabilization ponds using a computational fluid dynamic and physical model". Tesis doctoral para optar al título de Ph.D Dissertation University of Surrey, England, 2004.
12. Avella, G.: "Evaluación del comportamiento hidrodinámico de un reactor UASB y su influencia en la remoción de materia orgánica". Tesis de postgrado para optar al título de magíster en ingeniería sanitaria y ambiental. Universidad del Valle, Facultad de ingeniería. Cali, Colombia, 2001.
13. Wu, M., Hickey, R.: "Dynamic model for UASB reactor including reactor hydraulics, reaction and diffusion". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 123 (1997) 244-252.
14. Singhal, A., James, G., Praveen, V., Ramachandran, K.: "Axial dispersion model for upflow anaerobic sludge blanket reactors". *Biotechnology Progress*, Vol. 14 (1998) 645-648.
15. Zeng, Y., Mu, S., Lou, S., Tartakovsky, B., Guiot, S., Wu, P.: "Hydraulic modeling and axial dispersion analysis of UASB reactor". *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 25. (2005) 113-123.
16. Lou, S., Tartakovsk, B., Zeng, Y., Wu, P., Guiot, S. Fluorescence-based monitoring of tracer and substrate distribution in an UASB reactor. *Chemosphere*, Vol. 65 (2006) 1212-1220.
17. Galvis, G. "Análisis de flujos y factores que determinan los periodos de retención", tomo II. Manual No 4. Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. Lima, CEPIS/OPS, 2005.
18. Lara, C., Díaz, J y Bona, A.: "Evaluación hidráulica de un reactor UASB de compartimientos". Universidad del Valle (Colombia) y Universidad de Paraná (Brasil). Seminario Internacional: Tratamiento y Postratamiento de Aguas Residuales. Universidad de Boyacá (2000) 255-273
19. De Carvalho, K. Salgado, M., Passig, F., Pires, E.: "Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. IX taller y simposio latinoamericano de digestión anaerobia. Chile (2008) 761-765.
20. Sanhueza J.C., León G. "Manual de Arranque, operación y mantenimiento de la planta de tratamiento de agua residual de la universidad nacional de ingeniería". Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. Lima, CEPIS/OPS, 1995.
21. APHA,AWWA,WEF.: "Standard Methods for the examination of water" 20<sup>th</sup> edición. Am. Public. ALTH. Assoc. Washington, D.C, 1998.
22. Van Haandel A., Lettinga G.: "Tratamento Anaeróbico de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente", Epgraf, Campina Grande, Brasil, 1994.
23. Bracho N., Aldana G.: "Determinación de la velocidad del fluido en las Lagunas de Maduración de Lidsey". *Revista AIDIS*, Vol. 1, N° 2 (2007) 48-58.
24. Levenspiel, O.: "Chemical reaction engineering", John Wiley and Sons, New York, 1972.
25. Mott R.: "Mecánica de fluidos aplicada". Prentice-Hall Inc. Hispanoamericana S.A, Cuarta 4ta edición, México, 1996.
26. Bhunia M., Ghangrekar M.: "Required minimum granule size in UASB reactor and characteristics variation with size". *Bioresource Technology*, Vol. 98 (2007) 994-999.
27. Bhunia M., Ghangrekar M.: "Statistical modeling and optimization of biomass granulation and COD removal in UASB reactors treating low strength wastewaters". *Bioresource Technology*, Vol. 99 (2008) 4229-4238.
28. Noyola A., Guyot J., Monroy O.: "Comparación experimental de dos tipos de reactores anaerobios avanzados". *Rev. Asoc. de Ingenieros Sanitarios de Antioquia*, Vol. VIII, N° 1 (1988) 35-47.
29. Speece. R.: "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters". Nashville, Tennessee, Archae Press. Vol. 75 (1996) 23.
30. Masterton L., Slowinski E.: "Química general superior". McGraw-Hill, 6ta edición, México, 1989.
31. Wang Y., Mu Y., Zhao Q., Yu H.: "Isotherms, kinetics and thermodynamics of dye bio-

- sorption by anaerobic sludge". *Technol.* Vol. 50 (2006) 1-7.
32. Ju D., Byun I., Park J., Lee C., Ahn G., Park T.: "Biosorption of a reactive dye (Rhodamine-B) from an aqueous solution using dried biomass of activated sludge". *Bioresour. Technol.* Vol. 99 (2008) 7971-7975.
33. Kasnavia T., Vu D., Sabatini d.: "Fluorescent dye and media properties affecting sorption and tracer selection". *Ground Water*. Vol. 3, N° 3, (1999) 376 - 381.
34. Batstone D., Hernández J., Schmidt J.: "Hydraulics of laboratory and full-scale upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors". *Biotechnol. Bioeng.* Vol. 91 (2005) 387-391.
35. Mahmoud N., Zeeman G., Gijzen H., Lettinga G.: "Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review". *Bioresour. Technol.* Vol. 90 (2003) 1-9.
36. Perry, R.: "Perry's Chemical Engineer's Handbook". McGraw-Hill. 7<sup>th</sup> Edición, New York, 1999.

Recibido el 23 de Noviembre de 2009

En forma revisada el 4 de Octubre de 2010