

## Biomodelo Dinámico de Espesamiento de Lodos Anaerobio

Carrera-Chapela, F. <sup>\*,\*\*,\*\*\*</sup> Torrico, A. <sup>\*\*\*\*</sup>  
Donoso-Bravo, A. <sup>\*,\*\*</sup> Osses, A. <sup>\*\*\*\*</sup> Gonzalez, Jose A. <sup>\*\*\*</sup>  
Ramirez, H. <sup>\*\*,\*\*\*\*</sup> Ruiz-Filippi, G. <sup>\*,\*\*</sup>

\* *Escuela de Ingeniería Bioquímica, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. General Cruz 34, Valparaíso, Chile.*

\*\* *INRIA-Chile. Communication and Information Research and Innovation Center (CIRIC). Avenida Apoquindo 2827, Piso 12, Las Condes, Santiago, Chile.*

\*\*\* *Department of Chemical Engineering, School of Engineering, University of Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n, 15782 Santiago de Compostela. Spain. (e-mail: fabio.carrera@usc.es)*

\*\*\*\* *Center for Mathematical Modeling, Universidad de Chile. Blanco Encalada 2120, Piso 7, Santiago, Chile.*

---

### Resumen

Durante el proceso de depuración de aguas residuales urbanas se generan lodos que se deben estabilizar, generalmente, vía digestión anaerobia previo a su posterior deposición en terreno o relleno sanitario. Después de la digestión anaerobia los lodos se espesan y en ese punto se liberan gases generadores de mal olor en el ambiente como el sulfuro de hidrógeno. Con el fin de evaluar el impacto de la actividad biológica residual en el lodo contenido en el espesador se desarrolló un modelo dinámico (BDEL) que incluye la conversión de la materia orgánica en biogás y sulfuro de hidrógeno, así como la hidrodinámica descrita por el modelo de Takacs. Los resultados obtenidos aplicando el modelo BDEL muestran caudales de emisión de metano y sulfuro de hidrógeno en cantidades suficientes para provocar un impacto negativo en el entorno como emisión de gas de efecto invernadero y compuesto odorante. Los resultados señalan que la actividad biológica en el espesador es de gran importancia en la emisión de estos compuestos a la atmósfera.

*Keywords:* Modelamiento Dinámico, Espesamiento, Biocontrol, Anaerobio, Control Olores.

---

### 1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de lodos en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) ha sido reportado como la mayor fuente de emisión de malos olores, presentando decenas de sustancias de diferente naturaleza en su composición, como por ejemplo, COVs, COVSS, AGV, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, etc. (Capelli et al., 2011; Lebrero et al., 2011). Los procesos típicos de una PTAR consisten en: primero en un pretratamiento donde se eliminan los sólidos gruesos, aceites y grasas; seguido de un tratamiento primario-sedimentación para separar material particulado más fino; eliminación de la materia orgánica por acción biológica en un sistema de lodos activos; clarificación del efluente para separar la biomasa aerobia del reactor de lodos activos; tratamiento de los lodos generados (Metcalf and Eddy, 1981).

El proceso de sedimentación-espesamiento permite la separación de los sólidos presentes en el agua residual de la fase líquida. Estos sólidos están compuestos comúnmente por materia orgánica e inorgánica sedimentable, tanto en

los sedimentadores primarios y secundarios, como en los espesadores de lodos. Las partículas sólidas descienden hasta el fondo del sedimentador/espesador y se acumulan formando un manto de lodo, desarrollando condiciones anóxicas/anaerobias, las cuales promueven la formación y emisión de olor en caso de que el caudal de purga de lodo no sea el adecuado (Stellacci et al., 2010). Bajo estas condiciones, la fermentación de la materia orgánica remanente puede producir la generación de H<sub>2</sub>S por acción de bacterias sulfato reductoras (SRB), las cuales utilizan el sulfato presente en el agua como aceptor de electrones y la materia orgánica en forma de AGV como dador de electrones, compitiendo a su vez con las *archaeas* meta-nogénicas por la misma fuente de carbono (Kalyuzhnyi et al., 1998). El H<sub>2</sub>S generado es transferido a través de la interfase líquido-gas y liberado directamente a la atmósfera (Vollertsen et al., 2008). Por esta razón, el comportamiento dinámico de estas unidades y su modelamiento puede ayudar a evitar el desarrollo de ambientes anóxicos/anaerobios en el proceso, y de esta forma evitar la producción de malos olores.

El modelo matemático más aceptado para el proceso de espesamiento de lodos fue desarrollado por Takacs et al.

---

\* This paper/work was supported by CIRIC - INRIA-Chile (EP BIONATURE) through Innova Chile Project Code: 10CE11-9157.

(1991). Su formulación está basada en una discretización del balance de masa, mediante ecuaciones diferenciales ordinarias (EDOs), con el fin de resolver el gradiente de concentración que se genera en la unidad. La discretización planteada hace uso de una aproximación de “tanques en serie”, donde el espesor está espacialmente discretizado en  $n$  capas, en donde existe una concentración en cada una de las capas (David et al., 2006). Una desventaja de este modelo es ajustar el número de capas para discretizar el espesor, siendo diez el número típico para ver el efecto de difusión entre capas y obtener un perfil de concentración-profundidad más suave (David et al., 2006).

La integración del modelo físico de sedimentación y/o espesamiento con el modelo químico-biológico es una herramienta de gran utilidad para incluir y evaluar las reacciones que pueden ocurrir en la unidad. Hamilton et al. (1992) integraron en un sedimentador secundario un modelo físico de ecuaciones diferenciales parciales (EDP) para describir el movimiento de las partículas y el modelo biológico del reactor de lodos activos. Los resultados mostraron que al incluir el efecto de los microorganismos presentes en el lodo del sedimentador se podía ver un ligero incremento de  $1 \text{ g m}^{-3}$  en la concentración de nitrógeno en forma de nitrato en el efluente, destacando el aún activo metabolismo biológico en el sedimentador secundario. Así mismo, Li et al. (2014) desarrollaron un modelo de espesado acoplado el efecto biológico a un sedimentador secundario y concluyeron que el modelo de Takacs et al. (1991) subestima la altura del lecho de lodo durante una sobrecarga hidráulica.

El objetivo del presente estudio consiste en integrar el modelo físico de espesamiento clásico de Takacs et al. (1991) con un modelo anaerobio simplificado que considere la formación de  $\text{H}_2\text{S}$ , lo anterior con el fin de desarrollar una herramienta que permita controlar la generación de  $\text{H}_2\text{S}$  y su impacto oloroso en el entorno.

## MODELO MATEMÁTICO ESPESADOR

El modelo que se investigará en este trabajo incluye la actividad biológica remanente del proceso de digestión anaerobia anterior, la cual podría continuar activa. Se sabe que el modelo desarrollado en Takacs et al. (1991) corresponde a una discretización en distintas capas, entre las cuales existen dos procesos físicos asociados: intercambio de flujo entre las capas y movimiento vertical del fluido debido a la gravedad.

En este modelo, se mantendrá la misma notación para los términos hidrodinámicos dada en el modelo original de Takacs et al. (1991). Sin embargo, se incluirá un término de reacción correspondiente a la generación y consumo del material particulado, sustratos solubles y compuestos gaseosos. Se denotará por  $X_i^j$  a la concentración de la variable de estado  $j$  en la capa  $i$ , donde  $j \in \{1, \dots, k\}$ ,  $i \in \{1, \dots, n\}$ . Sea  $G_j(\mathbf{X}_i)$  el término de reacción para la variable  $j$ , el cual podría depender de todo el vector de variables en la capa  $i$ :  $\mathbf{X}_i$ . Se asumirá además que solo cierto grupo de variables sedimentan –material particulado y microorganismos– conjunto que será denotado por  $\bar{J}$ , y por otro lado, existirá una capa de alimentación fija  $i = m$ . Si se consideran  $n$  capas en total,  $k$  distintos tipos de variables, y siguiendo el modelo desarrollado por Takacs

et al. (1991), el sistema de ecuaciones queda de la siguiente forma para  $j \in \bar{J}$ :

- Capa superficial ( $i = 1$ ):

$$h \cdot \frac{dX_1^j}{dt} = q_{ov} \cdot X_2^j - q_{ov} \cdot X_1^j - J_{s,1} + G_j(\mathbf{X}_1) \cdot h.$$

- Capa en la zona de flujo ascendente ( $2 \leq i \leq m - 1$ ):

$$h \cdot \frac{dX_i^j}{dt} = q_{ov} \cdot X_{i+1}^j - q_{ov} \cdot X_i^j + J_{s,i-1} - J_{s,i} + G_j(\mathbf{X}_i) \cdot h.$$

- Capa alimentación ( $i = m$ ):

$$h \cdot \frac{dX_m^j}{dt} = \frac{Q_f}{A} \cdot X_f^j - q_{ov} \cdot X_m^j - q_{un} \cdot X_m^j + J_{s,m-1} - J_{s,m} + G_j(\mathbf{X}_m) \cdot h.$$

- Capa en la zona de flujo descendente ( $m+1 \leq i \leq n-1$ ):

$$h \cdot \frac{dX_i^j}{dt} = q_{un} \cdot X_{i-1}^j - q_{un} \cdot X_i^j + J_{s,i-1} - J_{s,i} + G_j(\mathbf{X}_i) \cdot h.$$

- Capa Inferior ( $i = n$ ):

$$h \cdot \frac{dX_n^j}{dt} = q_{un} \cdot X_{n-1}^j - q_{un} \cdot X_n^j + J_{s,n-1} + G_j(\mathbf{X}_n) \cdot h.$$

Donde  $h$  es la altura de la capa,  $X_f^j$  es la concentración de entrada para la variable  $j$ ,  $A$  es el área de la capa,  $q_{ov}$  corresponde al flujo ascendente,  $q_{un}$  es el flujo descendente,  $Q_f$  es el flujo de entrada, y finalmente  $J_{s,i}$  es el flujo de sedimentación en la capa  $i$  dado en Takacs et al. (1991).

De manera análoga, para las variables que no sedimentan (compuestos solubles)  $j \in \{1, \dots, k\} \setminus \bar{J}$  el sistema de ecuaciones queda de la siguiente forma:

- Capa superficial ( $i = 1$ ):

$$h \cdot \frac{dX_1^j}{dt} = q_{ov} \cdot X_2^j - q_{ov} \cdot X_1^j + G_j(\mathbf{X}_1) \cdot h.$$

- Capa en la zona de flujo ascendente ( $2 \leq i \leq m - 1$ ):

$$h \cdot \frac{dX_i^j}{dt} = q_{ov} \cdot X_{i+1}^j - q_{ov} \cdot X_i^j + G_j(\mathbf{X}_i) \cdot h.$$

- Capa alimentación ( $i = m$ ):

$$h \cdot \frac{dX_m^j}{dt} = \frac{Q_f}{A} \cdot X_f^j - q_{ov} \cdot X_m^j - q_{un} \cdot X_m^j + G_j(\mathbf{X}_m) \cdot h.$$

- Capa en la zona de flujo descendente ( $m+1 \leq i \leq n-1$ ):

$$h \cdot \frac{dX_i^j}{dt} = q_{un} \cdot X_{i-1}^j - q_{un} \cdot X_i^j + G_j(\mathbf{X}_i) \cdot h.$$

- Capa Inferior ( $i = n$ ):

$$h \cdot \frac{dX_n^j}{dt} = q_{un} \cdot X_{n-1}^j - q_{un} \cdot X_n^j + G_j(\mathbf{X}_n) \cdot h.$$

Donde se puede observar claramente que el término  $J_{s,i}$  desaparece en cada capa.

## Modelo Biológico

El modelo anaerobio simplificado (OdorAD) que se desarrollará en este trabajo cuenta con cuatro etapas y un número reducido de parámetros comparado con el modelo ADM1 (Batstone et al., 2002) e incluyendo las etapas de hidrólisis de material particular y sulfato reducción que no considera el modelo de Bernard et al. (2001), enfocado en

la digestión anaerobia de material soluble de fácil degradación. El OdorAD está centrado en la generación de H<sub>2</sub>S, compuesto odorante utilizado como trazador del olor en el ambiente. Un esquema general de las rutas metabólicas implicadas en la formación de H<sub>2</sub>S, y que determinará el término  $G_j(\mathbf{X}_i)$ , está representado en la Figura 1.

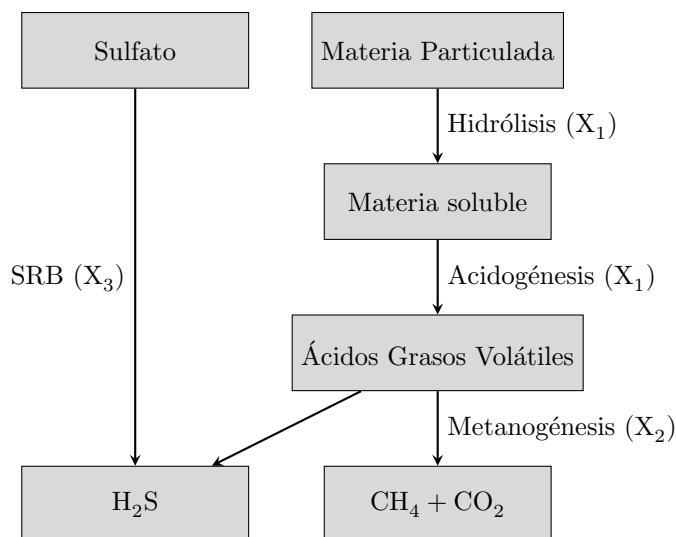


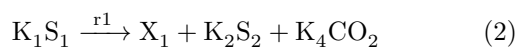
Figura 1. Esquema del modelo OdorAD para la producción de sulfuro de hidrógeno.

La primera etapa corresponde a la solubilización o hidrólisis del sustrato particulado (lodo anaerobio) que proviene del reactor anaerobio, para luego continuar con la fermentación del sustrato soluble complejo en ácidos grasos volátiles (AGV) como equivalente de acético durante la acidogénesis, seguido finalmente por la etapa de metanogénesis donde los AGV son convertidos en biogás. Por otro lado, el proceso de sulfato reducción es llevado a cabo en paralelo por las bacterias SRB, utilizando los AGV como dador de electrones y el sulfato como aceptor de electrones. Una descripción más detallada de las reacciones se muestra en las siguientes ecuaciones estequiométricas,

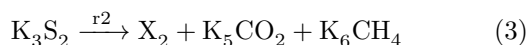
Hidrólisis:



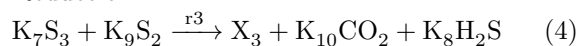
Acidogénesis:



Metanogénesis:



Sulfato Reducción:



La cinética de hidrólisis fue modelada mediante una función de Contois, ya que se ha comprobado que este tipo de función, al integrar la desintegración/hidrólisis junto con el crecimiento de las bacterias hidrolíticas/acidogénicas, funciona mejor que la cinética clásica de primer orden respecto al sustrato al utilizar sustratos complejos como el lodo anaerobio. Se sabe que la cinética de Contois presenta dos comportamientos: una cinética de primer orden respecto a la biomasa cuando se cumple que  $\frac{S}{X} \gg K_s$ , y por otra parte una cinética de primer orden respecto al sustrato cuando  $\frac{S}{X} \ll K_s$ ; describiendo la limitación por sustrato en ambos casos. Las cinéticas asociadas a las etapas de

acidogénesis y sulfato reducción se utilizará una función de crecimiento de Monod, mientras que para la etapa de metanogénesis se incluirá un término de inhibición por acumulación de AGV, lo cual corresponde a una función de tipo Haldane. Las ecuaciones para las cinéticas de cada una de las cuatro etapas se presentan a continuación:

Hidrólisis:

$$r_0 = k_h \cdot \frac{S_0}{K_{sh} \cdot X_1 + S_0} \cdot X_1 \quad (5)$$

Acidogénesis:

$$r_1 = \mu_{m1} \cdot \frac{S_1}{K_{s1} + S_1} \cdot X_1 \quad (6)$$

Metanogénesis:

$$r_2 = \mu_{m2} \cdot \frac{S_2}{K_{s2} + S_2 + \frac{S_2^2}{K_{I2}}} \cdot X_2 \quad (7)$$

Sulfato Reducción:

$$r_3 = \mu_{m3} \cdot \frac{S_2 \cdot S_3}{(K_{s3} + S_2) \cdot (K_{s4} + S_3)} \cdot X_3 \quad (8)$$

El cálculo del pH fue llevado a cabo a partir del balance de iones en el sistema según la metodología de Rosen et al. (2006) para la implementación del ADM1 dentro del modelo *benchmark simulation model no 2* (BSM2), expresado del siguiente modo:

$$\text{Fracción } H_2S: \alpha = \frac{H_2S}{H_2S_{total}} = \frac{1}{1 + 10^{(pH - pK_{a1})}} \quad (9)$$

$$HS^- = (1 - \alpha) \cdot H_2S \cdot K_{HccH_2S} \cdot \frac{33}{34} \quad (10)$$

$$\phi = Z - B - S_2 - S_3 - HS^- \quad (11)$$

$$X_H = -\frac{\phi}{2} + \frac{\sqrt{\phi^2 + 4 \cdot K_w}}{2} \quad (12)$$

$$\frac{dH^+}{dt} = 10^7 X_H \quad (13)$$

$$pH = -\log_{10}[H^+] \quad (14)$$

La transferencia de masa líquido-gas se modeló a partir de la teoría de la doble capa utilizando el coeficiente global de transferencia de masa  $kLa$ , (Treybal, 1980). Para el metano se considera que a las condiciones de operación:

$$\rho_{CO_2} = kLa \cdot ((IC - B) \cdot (1 - K_{HccCO_2})) \quad (15)$$

$$\rho_{H_2S} = kLa \cdot (H_2S \cdot (1 - K_{HccH_2S})) \quad (16)$$

$$\rho_{CH_4} = kLa \cdot K_6 \cdot r_2 \quad (17)$$

Los parámetros utilizados en este modelo biológico han sido calibrados y validados (datos no mostrados) para dos digestores anaerobios alimentados con lodo procedente de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (Díaz et al., 2011). La Tabla 1 recoge los valores de los parámetros utilizados. El modelo biológico asume que tanto los coeficientes cinéticos como estequiométricos permanecen constantes con los mismos valores de la etapa previa de digestión anaerobia. Esta suposición se aplica ya que, durante el proceso de espesamiento del lodo anaerobio, el tiempo de residencia hidráulico es mucho menor (orden de magnitud de horas) frente a la digestión anaerobia (días), haciendo que el tiempo de contacto entre los microorganismos y los sustratos presentes en el medio sea muy bajo, manteniendo los rendimientos y parámetros cinéticos.

## RESULTADOS

En la Figura 2 se presentan los resultados de la concentración de lodo en la corriente de purga del espesador asociados al modelo de Takacs et al. (1991) (azul) y al modelo BDEL presentado en este trabajo con biología (verde), en los cuales se consideraron las mismas condiciones iniciales e intervalo de tiempo de 30 horas (con  $dt = 1$ ) de operación del espesador. Al incluir el efecto remanente de los microorganismos en el proceso se puede observar durante el estado transitorio una sobrestimación de la concentración de lodo en la corriente de purga (capa inferior espesador) frente al modelo clásico de Takacs et al. (1991). La tendencia se revierte al alcanzar el estado estacionario donde el modelo de Takacs et al. (1991) sobrestima la concentración de lodo a la salida. Este resultado se puede visualizar mejor en la Figura 3, donde se presenta el porcentaje relativo que se calcula como la diferencia entre el modelo de Takacs et al. (1991) y el modelo BDEL, dividido por el modelo de Takacs.

Al incluir la actividad metanogénica en el espesador, con el lodo todavía activo procedente del proceso de digestión anaerobia, se puede observar una disminución en la concentración del lodo en la purga de un 2,5 %, siendo una cantidad importante cuando se aplica a las condiciones de operación de una planta de tratamiento de aguas residuales, donde grandes caudales de aguas residuales son tratados. El incremento del 20 % en la concentración

Tabla 1. Parámetros Modelo OdorAD.

$K_0$	0.2	$g\ g^{-1}$
$k_h$	1.6	$d^{-1}$
$K_1$	61	$g\ g^{-1}$
$K_2$	269.3	$mmol\ g^{-1}$
$K_3$	268	$mmol\ g^{-1}$
$K_4$	50.6	$mmol\ g^{-1}$
$K_5$	343.6	$mmol\ g^{-1}$
$K_6$	40	$mmol\ g^{-1}$
$K_7$	0.362	$mmol\ g^{-1}$
$K_8$	0.4	$mmol\ g^{-1}$
$K_9$	0.3811	$mmol\ g^{-1}$
$K_{10}$	10	$mmol\ g^{-1}$
$\mu_{1max}$	1.2	$d^{-1}$
$\mu_{2max}$	0.302	$d^{-1}$
$\mu_{3max}$	0.791	$d^{-1}$
$K_{s0}$	0.5	$g\ L^{-1}$
$K_{s1}$	7.1	$g\ L^{-1}$
$K_{s2}$	9.28	$mmol\ L^{-1}$
$K_{s3}$	0.55	$mmol\ L^{-1}$
$K_{s4}$	0.2	$mmol\ L^{-1}$
$K_{I2}$	0.21	$mmol\ L^{-1}$
$K_{hccCO_2}$	0.6848	
$K_{hccH_2S}$	0.2527	
$K_w$	$10^{-14}$	$mmol^2\ m^{-6}$
pKa	7	
kLa	19.8	$d^{-1}$

Tabla 2. Condiciones de operación aplicadas al modelo BDEL.

Concentración Lodo Entrada	4300	$g\ m^{-3}$
Área Espesador	450	$m^2$
Profundidad	7	$m$
Caudal Entrada	350	$m^3\ d^{-1}$
Caudal Purga	175	$m^3\ d^{-1}$
Caudal Efluente	175	$m^3\ d^{-1}$

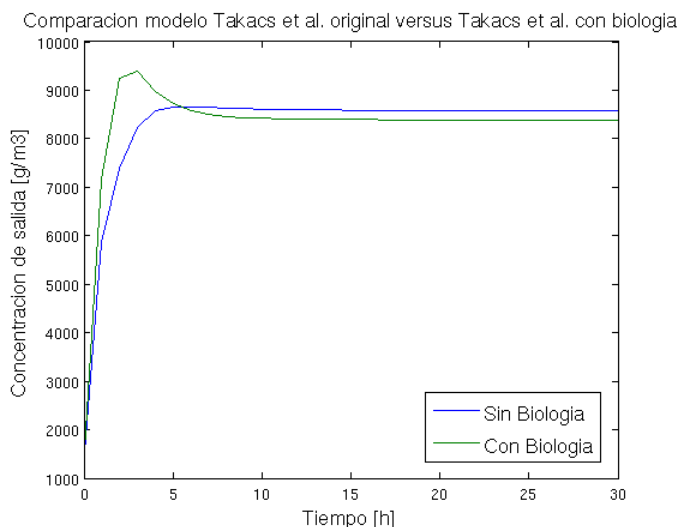


Figura 2. En azul el modelo sin biología (Takacs et al., 1991) y en verde el modelo BDEL.

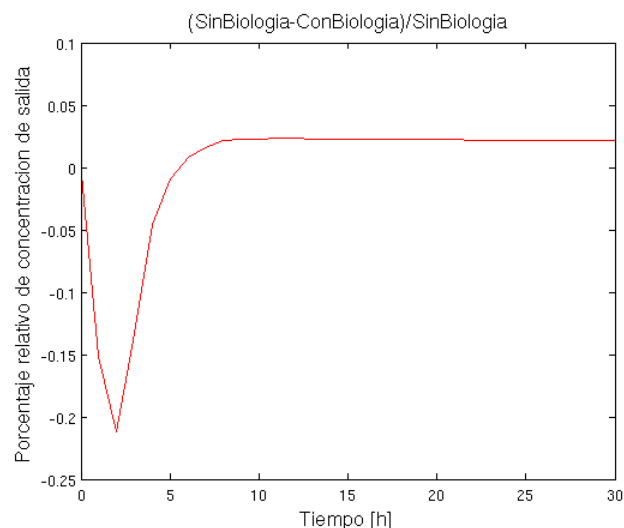


Figura 3. Evolución del porcentaje relativo.

durante el estado transitorio resalta la importancia de la actividad de los microorganismos durante periodos de sobrecarga, ya sea hidráulica u orgánica en la generación de mayor cantidad de lodo.

El modelo BDEL predice un caudal másico de emisión de metano de  $6\ Kg\ CH_4\ h^{-1}$  y de sulfuro de hidrógeno de  $1.3\ g\ H_2S\ h^{-1}$ . Estos valores están dentro del orden de magnitud reportado de caudal másico de emisión, siendo para el metano de  $4 \pm 1\ Kg\ CH_4\ h^{-1}$  (Daleman et al., 2012) y para el sulfuro de hidrógeno de  $1.9 \pm 0,4\ Kg\ H_2S\ h^{-1}$  (Colomer et al., 2012). Estas emisiones que generalmente no se consideran, pueden presentar un impacto negativo tanto en términos de olor por la presencia de sulfuro de hidrógeno como en la emisión de gases de efecto invernadero con el metano.

## CONCLUSIONES

La integración del modelo clásico de Takacs que describe la hidrodinámica de un espesador, junto con la acción

biológica de los microorganismos anaerobios presentes en el lodo permite predecir la cantidad de lodo generado así como el olor y emisión de metano generado en la unidad de espesado de lodos. El modelo BDEL muestra una mayor generación de lodo durante el periodo transitorio, alrededor de un 20% comparado con el modelo de Takacs, disminuyendo la concentración entorno a un 2% del valor de Takacs en el estado estacionario. Las emisiones másicas de metano y sulfuro de hidrógeno resultaron en valores con un potencial impacto en los alrededores, ya que el metano es un gas con una elevada contribución al calentamiento global y el sulfuro de hidrógeno provoca olores desagradables. Estos resultados señalan que la actividad biológica en el espesador, de manera numérica por medio de simulaciones, es importante en la emisión de estos compuestos a la atmósfera. La siguiente etapa para la consolidación de estos resultados preliminares consistirá en obtener datos experimentales que permitan validar el modelo propuesto.

#### REFERENCIAS

- D.J. Batstone, J. Keller, I. Angelidaki, S.V. Kalyuzhnyi, S.G. Pavlostathis, A. Rozzi, W.T.M. Sanders, H. Siegrist, V. Vavilin. 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 45: 65-73.
- I. Takacs, G. Nolasco, D. Patryioand. 1991. Clarification-Thickening Process *Water Research*, 10(25): 1263-1271.
- P. Stellacci, L. Liberti, M. Notarnicola, C.N. Haas. 2010. Hygienic sustainability of site location of wastewater treatment plants *Desalination*, 253(1-3): 51-56.
- S.V. Kalyuzhnyi, V.V. Fedorovich. 1998. Mathematical modelling of competition between sulphate reduction and methanogenesis in anaerobic reactors *Bioresource Technology*, 65(3): 227-242.
- R. Lebrero, L. Bouchy, R. Stuetz, R. Muñoz. 2011. Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants: A Review *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(10): 915-950.
- L. Capelli, S. Sironi, R. Del Rosso, P. Céntola, A. Rossi, C. Austeri. 2011. Odour impact assessment in urban areas: case study of the city of Terni *Procedia Environmental Sciences*, 4: 151-157.
- R. David, A.V. Wouwer, P. Saucez, J. Vassel. 2006. Classical Models of Secondary Settlers Revisited *16th European Symposium on Computer Aided Process Engineering and 9th International Symposium on Process Systems Engineering*: 677-682
- J. Hamilton, R. Jain, P. Antoniou, S.A. Svoronos, B. Koopman, G. Liberatos. 1992. Modeling and pilot-scale experimental verification for predenitrification process. *Journal of Environmental Engineering*, 118 (1): 38-55.
- C. Rosen, U. Jeppsson. 2006. Aspects on ADM1 implementation within the BSM2 framework 2 The IWA benchmark simulation models. *Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University*.
- R.E. Treybal. 1980. Mass-Transfer Operations, 3rd Edition. *McGraw-Hill Book Company*.
- J. Vollertsen, A. Nielsen, H. Jensen, T. Hvitved-Jacobsen, T. 2008. Modeling the formation and fate of odorous substances in collection systems. *Water Environmental Research*, 80(2), 118-126.
- Metcalf & Eddy. 1981. Wastewater engineering: Collection and pumping of wastewater *McGraw-Hill*, New York, N.Y.
- M.J. Daelman, E.M. van Voorthuizen, U.G.J.M. van Dongen, E.I.P. Volcke, M.C.M. van Loosdrecht. 2012. Methane emission during municipal wastewater treatment *Water research*, 46(11): 3657-3670.
- F.L. Colomer, H.E. Morató, E.M. Iglesias. 2012. Estimation of hydrogen sulfide emission rates at several wastewater treatment plants through experimental concentration measurements and dispersion modeling *Journal of the Air and Waste Management Association*, 62 (7): 758-766.
- O Bernard, Z Hadj, Sadok, D Dochain, A Genovesi, JP Steyer. 2001. Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process *Biotechnology and bioengineering*, 75(4), 424-438
- Díaz, I, S I Pérez, E M Ferrero, and M Fdz-Polanco. 2011. Effect of Oxygen Dosing Point and Mixing on the Microaerobic Removal of Hydrogen Sulphide in Sludge Digesters *Bioresource Technology*, 102(4), 3768-75
- Li, B and Stenstrom, M K. 2014. Dynamic one-dimensional modeling of secondary settling tanks and design impacts of sizing decisions *Water Research*, 50, 160-70