

## Los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales desde una visión no convencional

Carlos Menéndez Gutiérrez

e-mail: [carlosm@tesla.cujae.edu.cu](mailto:carlosm@tesla.cujae.edu.cu)

Centro de Estudios de Ingeniería de Procesos (CIPRO), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (Cujae). La Habana. Cuba.

Jaime Dueñas Moreno

e-mail: [jaimedm89@gmail.com](mailto:jaimedm89@gmail.com)

Escuela Superior de Ingeniería Química e Industrias Extractivas (ESIQIE), Instituto Politécnico Nacional. Colonia Zacatenco. Ciudad de México. México.

### RESUMEN

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una variable muy empleada en la caracterización de las aguas residuales. La misma permite conocer la cantidad de materia orgánica que los microorganismos son capaces de degradar en un tratamiento biológico. Por otra parte, la demanda química de oxígeno (DQO) también muy utilizada en las caracterizaciones, a diferencia de la primera, posibilita conocer tanto la concentración de las fracciones biodegradables como las no biodegradables de la materia orgánica, incluyendo la de aquellos compuestos inorgánicos que puedan ser oxidados químicamente. La DQO es empleada como variable de uso muy extendido actualmente para definir el material carbónico, sea biodegradable o no, presente en un agua residual. El objetivo del presente trabajo es mostrar una visión no convencional desde la perspectiva actual en el tratamiento de aguas residuales por procesos biológicos.

**Palabras clave:** biodegradable, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, no biodegradable, procesos biológicos.

## The Biological processes of wastewater treatment from a non-conventional vision

### ABSTRACT

The biochemical oxygen demand (BOD) is very frequently used in wastewaters characterization. It allows to know the amount of organic matter that can be degraded by microorganisms in a biological wastewater treatment. However with the chemical oxygen demand (COD) it is possible to know the biodegradable and non-biodegradable fractions including those inorganic compounds that can be chemically oxidized. The COD is commonly used as a variable to define the carbonic material (biodegradable or non-biodegradable), present in wastewaters. The objective of this paper is to show a non-conventional vision from an actual perspective in the wastewater treatment by biological processes.

**Keywords:** biodegradable, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, non-biodegradable, biological processes.

## INTRODUCCIÓN

Desde que se tienen noticias de la existencia del tratamiento controlado de aguas residuales, la caracterización minuciosa de las mismas ha sido considerada imprescindible, no solo para la selección adecuada del tipo de tecnología a emplear, sino también para su concepción, diseño y operación exitosa. Sin embargo, con las características de los efluentes generalmente no se han demandado tantos detalles.

El carbono orgánico total (COT), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), y la demanda química de oxígeno (DQO), son variables usualmente medidas en la caracterización de las aguas residuales.

Para conocer la cantidad de materia orgánica que los microorganismos son capaces de degradar en un tratamiento biológico, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) sigue siendo muy empleada en la caracterización de las aguas residuales, aún con los inconvenientes inherentes a esta determinación, en cuanto a laboriosidad y precisión que representan sus resultados, en contraste con la demanda química de oxígeno (DQO).

No obstante, a diferencia de la primera, que permite hacer un estimado indirecto de la concentración de la fracción de la materia orgánica biodegradable presente, a través de la DQO se conoce tanto la concentración de las fracciones biodegradable como no biodegradable de la materia orgánica, incluyendo la de aquellos compuestos inorgánicos que pueden ser oxidados químicamente.

La DQO provee un vínculo adecuado entre los equivalentes de electrones intercambiados en el proceso de oxidación, con el sustrato orgánico involucrado, la biomasa asociada, y el oxígeno utilizado, permitiendo realizar un balance de masas sobre una misma base.

Aunque tanto en la caracterización de las aguas residuales como en la de los efluentes de los tratamientos biológicos, carece de interés práctico la identificación en detalle de su composición química, sí puede resultar valioso el descomponerlos en las diferentes fracciones que confieren DQO, tanto en un caso como en el otro.

## DESARROLLO

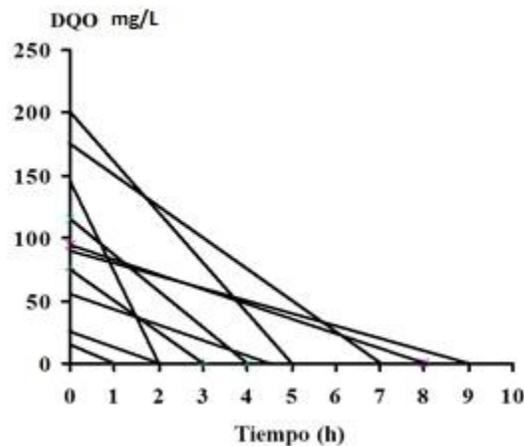
El concepto de energía de mantenimiento de Pirt (1965) postula que en los procesos biológicos una fracción del sustrato se consume en un mecanismo ajeno al crecimiento de biomasa, lo que conduce a presuponer que la energía derivada de la oxidación del sustrato es utilizada tanto para el crecimiento como el mantenimiento celular, sin embargo, no tiene en cuenta la disminución de la biomasa cuando los sustratos se agotan.

Por otra parte, el modelo matemático de Ekama (1978) describe el comportamiento dinámico del proceso de lodos activados completamente mezclados. Una comparación de los datos experimentales con los predichos por este modelo indicó que ciertas hipótesis en este modelo necesitaban modificaciones. Las modificaciones esenciales radican en la formulación de dos hipótesis, de hecho implícitas, en las consideraciones a tener en cuenta para el fraccionamiento de la DQO:

- la hipótesis de los dos sustratos
- la hipótesis de la regeneración

### Hipótesis de los dos sustratos

Las aguas residuales en general, y particularmente las de origen municipal, son sistemas multicomponentes, en los que cada uno de ellos se degrada a una velocidad diferente, figura 1.



**Figura 1. Variación de la concentración de DQO en el tiempo de diferentes componentes que forman parte de un agua residual [Menéndez y Pérez (2007)]**

Aceptando la diferencia en cuanto a facilidad de degradación, pueden distinguirse dos grandes grupos de sistemas, constituidos a su vez por una diversidad de compuestos: aquellos que se biodegradan rápidamente y los que lo hacen lentamente. El modelo de los dos sustratos postula que la DQO de las aguas residuales del afluente consiste en dos fracciones diferenciadas:

- DQO soluble de rápida o fácil degradación
- DQO particulado de lenta biodegradación o lentamente biodegradable

Se acepta que la DQO que se biodegrada rápidamente viene dada por moléculas simples capaces de atravesar la pared celular sin dificultad y que inmediatamente puede ser utilizada para energía y síntesis celular, mientras que la DQO que se biodegrada lentamente, está dada por moléculas grandes y complejas que “atrapadas” (adsorbidas) en la masa de lodo, requieren de enzimas extracelulares para ser convertidas en moléculas más simples (fenómeno conocido como hidrólisis) antes de penetrar a través de la pared celular y ser utilizadas en el metabolismo.

A los efectos de las consideraciones para el fraccionamiento de la DQO, aun cuando estos sustratos sean solubles, son asumidos como material particulado.

El sustrato de lenta biodegradación se acepta que está constituido por compuestos orgánicos particulados, coloidales y otras moléculas complejas, que requieren de la acción enzimática para su transformación en compuestos más simples, antes de que puedan ser absorbidos y asimilados por los organismos.

### **Hipótesis de la regeneración**

Esta hipótesis fue introducida con el propósito de explicar las diferentes reacciones que ocurren cuando los organismos mueren.

El concepto tradicional de respiración endógena describe el proceso mediante el cual la fracción de biomasa desaparece y suministra al sistema biológico energía para el mantenimiento. Sin embargo, experimentos prácticos donde se alternan las condiciones anaerobias y aerobias en reactores, muestran que ese modelo de respiración endógena no es satisfactorio, al no explicar la rápida velocidad de consumo de oxígeno que ocurre cuando el reactor pasa de una condición anaerobia a otra aerobia (Jeppsson 1997).

Hoy es un hecho aceptado que el crecimiento observado de un microorganismo es el resultado neto de dos procesos: un proceso o etapa donde se genera biomasa a partir de los sustratos (crecimiento, metabolismo exógeno) y un proceso donde la propia biomasa es empleada como fuente de energía para el mantenimiento (metabolismo endógeno).

Según la hipótesis de la regeneración, el material celular que se descompone es liberado al medio a través de la lisis que tiene lugar, obteniéndose:

- una fracción no biodegradable que permanece como residuo inerte
- la fracción remanente es considerada lentamente biodegradable, y retorna al proceso, siendo utilizada como sustrato por los restantes microorganismos

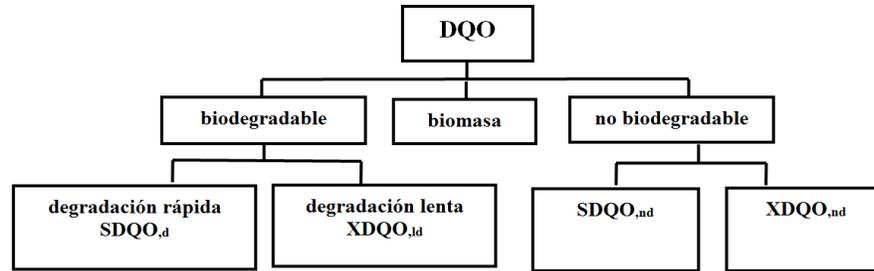
### **Fraccionamiento de la DQO**

El fraccionamiento de la materia orgánica de las aguas residuales en términos de DQO, fue inicialmente desarrollado por Ekama et al. (1986), para facilitar la definición de la estrategia del tratamiento biológico a emplear. Mediante el mismo pueden conocerse las fracciones de la DQO que pueden ser degradadas por los microorganismos en un tratamiento e identificar la fracción que permanecerá como materia inerte en el efluente.

Las fracciones de la DQO con las que se suele trabajar son las definidas en los modelos de lodos activados de la International Association of Water Quality (IAWQ) (Henze 1992), (Roelveld and van Loosdrecht (2002)). Sin embargo, desde que se propuso el modelo hasta la fecha, han sido incorporadas otras fracciones de DQO que describen cada vez mejor los procesos que tienen lugar durante la biodegradación de la materia orgánica al tomar en consideración nuevos resultados experimentales (Jeppsson 1997).

De acuerdo con cómo se postula en el modelo de la IAWQ (Jeppsson 1997), y a los efectos de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, los compuestos de carbono orgánico están constituidos por tres grupos como se muestra en la figura 2.

Haciendo uso de la simbología más aceptada, a la DQO soluble se le representa como SDQO y la particulada como XDQO. Otras representaciones incluidas como sub-índices son: de rápida biodegradación (d), lentamente biodegradable (ld), y no biodegradable o inerte (nd).



**Figura 2. Esquema del fraccionamiento de la DQO sin detallar si es del afluente o del efluente [Menéndez y Pérez (2007)]**

La DQO biodegradable es originada por sustratos de fácil o rápida biodegradación y por sustratos lentamente biodegradables.

A los efectos de la biodegradabilidad de los sustratos, la DQO no biodegradable se supone que está constituida por material inerte, tanto si es soluble como particulado, que no se afecta al pasar por el proceso biológico.

La DQO soluble no biodegradable se extrae del sistema por el efluente o sobrenadante del sedimentador secundario, mientras que la particulada queda “atrapada” en la masa del lodo, y se acumula en el mismo, pasando a formar parte de la fracción inerte de la biomasa. La DQO no biodegradable particulada se extrae del sistema, junto con el lodo en exceso, por la parte inferior del sedimentador secundario.

Por otra parte, la biomasa puede considerarse que está formada por materia orgánica y materia inorgánica. A su vez, una fracción de la materia orgánica constituyente de la biomasa es biodegradable, y otra fracción no biodegradable. La materia inorgánica que forma parte de la biomasa es asumida como inerte a los efectos de la biodegradabilidad.

### **Estimación de la DQO biodegradable a partir de valores de la DBO**

Es una práctica frecuente determinar la DQO biodegradable ( $DQO_d$ ) a través del valor de la DBO.

La  $DQO_d$  puede estimarse a partir de la  $DBO_u$  o la  $DBO_5$ . La ecuación (1) representa la expresión de la cinética de primer orden que caracteriza la degradación de la DBO, y relaciona el valor de la DBO total ( $DBO_u$ ) y su valor para cualquier tiempo  $t$  a una temperatura dada.

$$DBO_t = DBO_u (1 - 10^{-kt}) \quad (1)$$

donde:

$DBO_u$  (mg/L): es la DBO última, o total, para el tiempo en el que toda la materia biodegradable es degradada.

$t$  (d): es el tiempo para el que se desea calcular la DBO.

$k$  ( $d^{-1}$ ): constante de degradación de la DBO.

El valor de la constante  $k$  está en función de la temperatura y de la relación que existe entre la  $DQO_d$  y la DQO lentamente biodegradable ( $DQO_{ld}$ ), que a la vez depende de las características del agua residual y su historia; como consecuencia de esto, la constante de degradación  $k$  de un agua residual difiere si es tratada o sin tratar. El valor de la DBO estándar es el que se obtiene a 20°C y 5 días ( $DBO_{5d, 20^\circ C}$ ).

Sin embargo, sí se tiene en cuenta que durante la determinación analítica de la DBO en el laboratorio están presentes eventos antagónicos como los de crecimiento y muerte de biomasa. Como consecuencia habrá que considerar qué parte de la DQO degradable inicialmente presente en la muestra, se convierte en materia inerte.

De esta manera, la concentración inicial de la DQO biodegradable es mayor que la que se determina, y por ello se hace necesario emplear un factor de corrección ( $f_{DBO}$ ).

Este factor (muchas veces no tomado en consideración), representa la fracción de la DQO inerte que se produce como consecuencia de la lisis celular (0,1–0,2) (Pitter and Chudoba (1990), (usualmente considerado como 0,15), durante el procedimiento analítico.

Considerando lo anteriormente expresado, la DBO que se calcula en el laboratorio no es representativa de toda la DQO biodegradable. Dependiendo del tipo de agua residual, la  $DBO_5$  puede representar entre el 50 y 90 % de la DQO biodegradable, y hasta el 99% si se determina la DBO a tiempos tan altos como 20 días (Roeleveld and van Loosdrecht (2002)). Entonces la  $DQO_d$  debe estimarse de acuerdo con la ecuación (2).

$$DQO_d = \frac{DBO_u}{(1 - f_{DBO})} \quad (2)$$

donde:

$f_{DBO}$  : es el factor de corrección que tiene en cuenta los compuestos inertes generados durante la lisis de la biomasa. Generalmente se adopta  $f_{DBO} = 0,15$

Roeleveld and van Loosdrecht (2002) reportan un valor 0,15 para  $f_{DBO}$ , mientras que Eckenfelder and Musterman (1995) le asignan un valor de 0,08.

Según Eckenfelder and Musterman (1995),  $DQO_d$  puede estimarse a partir de la  $DBO_5$ . En ese caso estos autores proponen la ecuación (3).

$$DQO_d = \frac{DBO_5}{(f_a (1 - f_{DBO}))} \quad (3)$$

donde:

$f_a$ : representa la relación  $DBO_5/DBO_u$ , que depende, entre otros factores, del valor de la constante  $k$ .

### **Demanda química de oxígeno en el afluente**

La DQO en el afluente ( $DQO_o$ ) puede estar formada por compuestos solubles ( $SDQO_o$ ) y particulados ( $XDQO_o$ ),

$$DQO_o = SDQO_o + XDQO_o \quad (4)$$

### **DQO soluble del afluente**

La DQO soluble siempre se determina sobre el residual, sea afluente o efluente, en el líquido que se obtiene después de pasar el agua residual sobre un filtro de 0,45  $\mu\text{m}$ .

Realmente la DQO soluble  $SDQO_o$  puede estar formada por una fracción biodegradable ( $SDQO_{o,d}$ ), una fracción no biodegradable, ( $SDQO_{o,nd}$ ) y otra lentamente biodegradable ( $SDQO_{o,ld}$ ), entonces la DQO soluble total en el afluente es la suma todas las fracciones, y su determinación se hace en el líquido claro que pasa a través un filtro de 0,45 $\mu\text{m}$ .

$$SDQO_o = SDQO_{o,d} + SDQO_{o,nd} + SDQO_{o,ld} \quad (5)$$

Sin embargo, a los efectos prácticos del fraccionamiento, la DQO soluble lentamente biodegradable es considerada como material particulado. Entonces la ecuación (2) queda,

$$SDQO_o = SDQO_{o,d} + SDQO_{o,nd} \quad (6)$$

Como ambas fracciones solubles, la biodegradable y la no biodegradable, pasan a través del filtro, es necesario una consideración adicional para poder discriminar entre ambas fracciones. Conociendo que la DQO soluble no biodegradable del afluente ( $SDQO_{o,nd}$ ) no experimenta cambios durante el proceso biológico, su concentración puede estimarse indirectamente a partir del valor de la DQO soluble en el efluente,

$$SDQO_{o,nd} = SDQO_e \quad (7)$$

Entonces la DQO soluble biodegradable en el afluente puede calcularse según,

$$SDQO_{o,d} = SDQO_o - SDQO_{o,nd} \quad (8)$$

### **DQO particulada del afluente**

Se considera como DQO particulada a la que queda retenida en un filtro de 0,45  $\mu\text{m}$  cuando se hace pasar una muestra de agua residual a través del mismo.

Por tanto, la DQO particulada del afluente ( $XDQO_o$ ) es estimada teniendo en cuenta la diferencia entre la DQO total ( $DQO_o$ ) y la DQO soluble ( $SDQO_o$ ),

$$XDQO_o = DQO_o - SDQO_o \quad (9)$$

La DQO soluble siempre se determina sobre el residual, sea afluente o efluente, en el líquido que se obtiene después de pasar el agua residual sobre un filtro de 0,45  $\mu\text{m}$ .

Debido al necesario paso intermedio de hidrólisis de la materia orgánica particulada antes de que pueda biodegradarse, se acepta en el modelo de la IAWQ que todo el material particulado biodegradable es de lenta biodegradación, ( $XDQO_{o,d} = XDQO_{o,ld}$ ), entonces la DQO particulada en el afluente será:

$$XDQO_o = XDQO_{o,ld} + XDQO_{o,nd} \quad (10)$$

### Cálculo de la DQO inerte en el afluente

La DQO inerte en el afluente puede estar contenida en la fracción soluble ( $SDQO_{o,nd}$ ), en la particulada ( $XDQO_{o,nd}$ ), o en ambas.

Como ya ha sido expresado, la  $SDQO_{o,nd}$  se obtiene de la DQO del efluente filtrado, suponiendo que toda la DQO biodegradable fue degradada.

Entonces, la DQO particulada inerte del afluente ( $XDQO_{o,nd}$ ), se estima como la diferencia entre la DQO total ( $DQO_o$ ) y las restantes ( $SDQO_{o,d} + SDQO_{o,nd} + XDQO_{o,ld}$ ), obteniéndose la ecuación (11),

$$XDQO_{o,nd} = DQO_o - (SDQO_{o,d} + SDQO_{o,nd} + XDQO_{o,ld}) \quad (11)$$

Las consideraciones anteriores permiten una caracterización detallada de la DQO del afluente, por tanto, un mejor conocimiento del mismo.

Generalmente no se realiza una caracterización similar del efluente. En este caso usualmente a lo que se acude es a determinar la DQO en el efluente filtrado, y el valor de alguna otra variable de interés como puede ser la concentración de nutrientes, para determinar la eficiencia del proceso de tratamiento.

Sin embargo, en no pocas ocasiones una caracterización más detallada puede brindar información valiosa a los efectos de conocer lo que realmente está ocurriendo durante el proceso biológico, e incluso de la formación de compuestos no presentes inicialmente.

### Demanda química de oxígeno en el efluente

La concentración de DQO en el efluente ( $DQO_e$ ) puede considerarse compuesta por dos fracciones: una soluble ( $SDQO_e$ ) y otra particulada ( $XDQO_e$ ).

$$DQO_e = SDQO_e + XDQO_e \quad (12)$$

A su vez, ambas fracciones pueden estar constituidas por partes biodegradables, lentamente biodegradables y no degradables.

La fracción particulada siempre estará presente y formará parte de la DQO en el efluente, con excepción de aquellos casos en los que la separación en el sedimentador secundario sea ciento por ciento eficiente, situación que muy pocas veces ocurre.

Las diferentes fracciones que conforman la DQO del efluente ( $DQO_e$ ) por tanto, están representadas en la ecuación (13).

$$DQO_e = SDQO_{e,d} + SDQO_{e,nd} + XDQO_{e,ld} + XDQO_{e,nd} \quad (13)$$

### DQO soluble biodegradable y no biodegradable en el efluente

La fracción soluble biodegradable de la DQO del efluente ( $SDQO_{e,d}$ ) se determina en el laboratorio mediante la muestra tomada del efluente una vez que es filtrada. Sin embargo, en el resultado obtenido no puede discriminarse entre aquella fracción que es debido al afluente biodegradable que no llegó a degradarse totalmente ( $f SDQO_{o,d}$ ), y la originada por aquellos compuestos solubles no biodegradables generados por la biomasa durante el proceso biológico que tiene lugar ( $f' SDQO_{o,nd}$ ). Es de destacar que en ambos casos los valores están referidos a la DQO soluble del afluente.

Por tanto, la DQO soluble del efluente ( $SDQO_e$ ) posee las dos fracciones representadas en la ecuación (14),

$$SDQO_e = f SDQO_{o,d} + f' SDQO_{o,nd} \quad (14)$$

donde:

- $f$ : es función de la eficiencia de reducción de la DQO del proceso biológico
- $f'$ : se considera con un valor comprendido entre el 2 y 10 % de la DQO soluble biodegradable del afluente, Pitter and Chudoba (1990).

### DQO lentamente biodegradable en el efluente

Como ya ha sido reiterado se acepta que toda la DQO lentamente biodegradable, sea soluble o no, es de origen particulado.

Si la separación biomasa- líquido claro que tiene lugar en el sedimentador secundario fuera 100% eficiente, la DQO del efluente del sedimentador (líquido claro sobrenadante) sería solamente la debida a los compuestos solubles.

De no ocurrir así, como es usual, y “escapar” por el sobrenadante material particulado, constituido fundamentalmente por biomasa, existirá un aporte de DQO adicional a la DQO soluble del efluente. La estimación de los sólidos suspendidos que “escapan” se hace mediante la determinación de la concentración de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en esa corriente de salida.

$$XDQO_{e,ld} = DBO_u 1,42 X_d \quad (15)$$

donde:

- $X_d$  (mg/L): es la concentración de SSV
- 1,42 (g de  $O_2$ /g de SSV): es el equivalente de oxígeno de la biomasa

Sin embargo, solamente una fracción de los SSV es biodegradable, y la concentración de la biomasa degradable puede calcularse,

$$X_d = f_d X_b \quad (16)$$

donde:

$X_b$  (mg/L): concentración de SSV biodegradables

$f_d$ : fracción biodegradable de los SSV

La fracción biodegradable de los SSV depende de la edad del lodo o tiempo de retención medio celular ( $\theta_x$ ), y puede estimarse según Chudoba and Tucek (1985) y Eckenfelder and Musterman (1995),

$$f_d = \frac{(1 - \beta)}{(1 + \beta k_d \theta_x)} \quad (17)$$

donde:

$f_d$ : fracción biodegradable de los SSV

$k_d$  (kg kg<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>): constante de velocidad de descomposición de la fracción degradable de la biomasa

$\beta$ : fracción no degradable de la biomasa (0,18-0,24)  
(Eckenfelder y Musterman (1995))

Teniendo en cuenta las ecuaciones (15) y (16), la concentración de biomasa biodegradable se calcula:

$$XDQO_{e,ld} = 1,42 X_b f_d \quad (18)$$

Por tanto, la DQO asociada a los SSV contenidos en el sobrenadante del efluente puede estimarse mediante la ecuación (19).

$$XDQO_{e,ld} = \frac{1,42 (1 - \beta)}{(1 + \beta k_d \theta_x)} X_b \quad (19)$$

## CONCLUSIONES

Independientemente de la necesidad de acudir al fraccionamiento de la DQO para la aplicación de los modelos de la IAWQ, la descomposición de la DQO para el tratamiento biológico aporta las siguientes ventajas:

- mejora el conocimiento de la composición tanto de los afluentes como de los efluentes
- simplifica el trabajo vinculado a la realización de la predicción de resultados
- posibilita una mejor explicación de las eficiencias obtenidas en la reducción de DQO
- permite conocer de manera anticipada la máxima eficiencia teórica a obtener

## REFERENCIAS

- Chudoba J. and Tucek F.** (1985). "Production, degradation, and composition of activated sludge in aeration systems without primary sedimentation". *Journal of Water Pollution Control Federation*, pp. 201-206. ISSN: 1087-3384, Water Environment Federation. USA.
- Eckenfelder Jr., W. W. and Musterman, J. C.** (1995). "Activated sludge treatment of industrial wastewater". Technomic Publishing Co. ISBN 1-56676-302-9. USA.
- Ekama G. A.** (1978). "Dynamic behavior of the activated sludge process". Thesis submitted in fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy at the University of Cape Town. Cape Town. South Africa.
- Ekama G. A., Dold P. L. and Marais G. V. R.** (1986). "Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems". *Water Science and Technology*, vol. 18, no. 6, pp. 91-114. ISSN: 1996-9732, International Water Association, Great Britain.
- Henze M.** (1992). "Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes". *Water Science and Technology*, vol. 25 no. 6, pp. 1-15. ISSN: 1996-9732, International Water Association, Great Britain.
- Jeppsson U.** (1997). "A general description of the IAWQ activated sludge model No. 1". Dept of Industrial Electrical Engineering and Automation. ISBN: 1885756070, Lund Institute of Technology, Lund, Sweden.
- Menéndez C. y Pérez J.** (2007). "Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales". Editorial Félix Varela. ISBN: 978-959-16-0619-8. La Habana. Cuba.
- Pirt S. J.** (1965). "The maintenance energy of bacteria in growing cultures". *Proc. R. Soc. Lond. B*, vol. 163, no. 991, pp. 224-231. DOI: 10.1098/rspb.1965.0070. The Royal Society. London.
- Pitter P. and Chudoba J.** (1990). "Biodegradability of organic substances in the aquatic environment". CRC Press. American Chemical Society. ISBN 0841239452. Boston. USA.
- Roeleveld P. J. and van Loosdrecht C, M. C.** (2002). "Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands". *Water Science and Technology*, vol. 45, no. 6, pp. 77-87. ISSN: 1996-9732. International Water Association, Great Britain.