



## I-151- ESTUDIO DE LA CINÉTICA DE BIOCONVERSIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN LA PRODUCCIÓN DE AGUA POTABLE

### **Cecilia Demergasso Semenzato<sup>(1)</sup>**

Bioquímica, Lic. en Análisis Clínicos y Bioquímica. Candidata a Doctor de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA. Ha participado en diversos proyectos de investigación, entre ellos destaca el Proyecto del IV Concurso de Proyectos FONDEF de Infraestructura Científico-Tecnológica. "Laboratorio de Microbiología Minera". Actualmente es Directora del Proyecto "Bioprecipitación de arsénico en aguas de desecho de empresas sanitarias y mineras" del VII Concurso Fondef de Proyecto de I&D.

### **Pedro Galleguillos Pérez**

Bioquímico. Ha participado en calidad de co-investigador en los siguientes proyectos FONDEF: "Laboratorio de microbiología minera" y "Bioprecipitación de arsénico en aguas de desecho de empresas sanitarias y mineras".

### **Lorena Escudero González**

Químico con mención en Metalurgia Extractiva. Ha participado en calidad de co-investigadora en los siguientes proyectos FONDEF: "Laboratorio de microbiología minera" y "Bioprecipitación de arsénico en aguas de desecho de empresas sanitarias y mineras".

### **Elizabeth Lam Esquenazi**

Ingeniero Civil en Química, Licenciada en Ciencias de la Ingeniería. Candidata a Doctor en Ciencias de la Ingeniería (Universidad de Concepción). Académica Jornada Completa y coordinadora del Área del Medio Ambiente del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad Católica del Norte (Antofagasta). ha participado en diversos proyectos de investigación, actualmente es Co- Investigadora del Proyecto: Bioprecipitación de arsénico en aguas de desecho de empresas sanitarias y mineras".

**FOTOGRAFIA  
NÃO  
DISPONÍVEL**

**Dirección<sup>(1)</sup>:** Hugo Silva Endeiza 841, Depto. 202, Antofagasta - Chile - Teléfono: 56-55-223121; 56-55-355697, e-mail: [cdemerga@socompa.ucn.cl](mailto:cdemerga@socompa.ucn.cl).

## **RESUMEN**

El estudio de la cinética es un factor clave en la selección de cualquier proceso de tratamiento biológico de aguas residuales y por lo tanto debe prestarse especial cuidado a su análisis. El presente trabajo está abocado a estudiar la cinética de la bioconversión en el tratamiento de lodos hidróxido provenientes del proceso de potabilización de aguas en las plantas de Antofagasta y Calama (Chile), basado en la precipitación y floculación con cloruro férrico. El objetivo del proceso, a diferencia del tratamiento de otras aguas residuales, es el tratamiento de lodos hidróxido caracterizados por su bajo contenido de materia orgánica y el contenido de arsénico.

El proceso en desarrollo se basa en la capacidad de bacterias reductoras de sulfato (SRB), presentes en los lodos, de modificar las características del mismo compactando el residuo sólido y aumentando la tasa de filtración del mismo.

La obtención de los datos de las expresiones cinéticas está basado en: a) La información bibliográfica, la cual puede utilizarse sólo en el caso que las condiciones de trabajo sean idénticas a las informadas en la literatura; b) La experiencia en proyectos de instalaciones similares y en c) Los datos obtenidos de experimentación a nivel de laboratorio en condiciones seleccionadas. Este último factor cobra gran importancia, especialmente cuando varían las características del agua residual o bien cuando se investigan nuevos procesos.

Los resultados de laboratorio evidenciaron diferencias en la cinética de bioconversión de los lodos dependiendo del sustrato utilizado. La  $K_s$  para lactato resulta ser 4 veces superior a la  $K_s$  para etanol. Lo observado permite suponer un mecanismo complejo en el que participan diferentes procesos bioquímicos. Esta complejidad podría ser la causante de la desviación del modelo cinético estudiado.

**PALABRAS-CLAVE:** Aguas Residuales, Reducción de Sulfatos, Cinética, Biorremediación, Lodos Arsenicados.



## INTRODUCCIÓN

Dentro de los procesos de depuración de aguas residuales, los tratamientos biológicos constituyen una importante alternativa. Su aplicación está basada en el aprovechamiento de la capacidad de microorganismos para eliminar por asimilación y descomposición la materia orgánica biodegradable presente en ciertas aguas residuales. Los equipos utilizados para estos procesos son los biorreactores o reactores biológicos.

En el diseño de un reactor para el tratamiento biológico de aguas residuales se requiere conocer los siguientes factores: a) La cinética de la reacción que gobierna el proceso de tratamiento, b) La caracterización del efluente a tratar, c) Las condiciones ambientales locales, d) La capacidad de producción, e) Los requerimientos del proceso de tratamiento y f) Las características y volúmenes de los productos generados. También debe considerarse como un factor influyente los costos de construcción y de mantención del reactor.

No existe ningún método directo para el diseño de este tipo de equipos, debido a que el diseño de un biorreactor estará regido principalmente por el sistema de reacción específico de que se trate.

La cinética describe las velocidades a la cual las reacciones químicas y bioquímicas se desarrollan en diferentes condiciones. Hay cuatro factores que influyen mayoritariamente en la velocidad de bioconversión y éstos son: Microorganismos (número, tipo), Cantidad de sustrato y biodisponibilidad (composición y tamaño de partícula entre otros), Macronutrientes (N, P, K, S) y micronutrientes (como Mg y Co), Condiciones ambientales (humedad, temperatura, oxígeno, pH).

Solamente en el caso de que las condiciones de operación de nuestro reactor sean idénticas a las informadas en literatura, podrá utilizarse la ecuación de velocidad sin modificaciones. No obstante, muchas veces se escogen arbitrariamente ecuaciones extraídas desde la literatura sin considerar las condiciones de operación, lo cual acarrea serios problemas de funcionamiento si los parámetros utilizados difieren de los provenientes de literatura.

El comportamiento biológico del reactor es altamente sensible a las variables hidráulicas que intervienen en el proceso y por consiguiente la estabilidad del caudal es determinante en el arranque del mismo, al igual que el control del pH, de la temperatura y de la concentración del sustrato.

El propósito de la investigación fue estudiar la cinética de la bioconversión en condiciones seleccionadas.

## CINÉTICA DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS

La velocidad a la cual el sustrato (fuente de energía o nutriente) es consumido está generalmente relacionado con la velocidad de crecimiento microbiano. A continuación se muestran algunos modelos clásicos de crecimiento microbianos, y las conversiones relevantes a velocidades de sustratos:

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu \quad \text{orden cero} \quad (1)$$

$$r_g = \frac{dX}{dt} = \mu X \quad \text{(sustrato no limitante, primer orden)} \quad (2)$$

$$r_g = \frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt} - k_d X \quad \text{(limita el sustrato)} \quad (3)$$

La variación de la concentración de la biomasa con el tiempo puede expresarse también a través de la ecuación de Monod, similar a la ecuación (2) donde:

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \left( \frac{S}{S + K_s} \right) \quad (4)$$



incorporando una caída endógena:

$$\mu' = \mu_{\text{máx}} \left( \frac{S}{S + K_s} \right) - k_d \quad (5)$$

y sobre la base del sustrato, sin caída:

$$\frac{dS}{dt} = - \frac{\mu_{\text{máx}}}{Y} \left( \frac{XS}{S + K_s} \right) \quad (6)$$

donde:

X : Concentración de biomasa =  $\frac{\text{masa de microorg. activos}}{\text{Volumen del sistema}}$

$r_g$  : Tasa de crecimiento bacteriano =  $\frac{\text{masa}}{\text{Volumen unitario x tiempo}}$

t : tiempo

$\mu$  : Velocidad de crecimiento específica ( $t^{-1}$ ), representa el aumento de la concentración de biomasa por asimilación de la materia orgánica y la disminución de la misma por muerte de parte de los microorganismos.

$\mu'$  : Velocidad de crecimiento neta específica ( $t^{-1}$ ).

$\mu_{\text{máx}}$  : Velocidad específica máxima de crecimiento ( $t^{-1}$ ), representa la velocidad de crecimiento en condiciones favorables de no limitación del sustrato.

$K_s$  : Coeficiente de velocidad media, constante de afinidad o saturación, que indica la avidez de un grupo trófico por un determinado sustrato (masa de sustrato/unidad de volumen). Es la concentración del sustrato en la que la velocidad de crecimiento es la mitad de la máxima. Corresponde a la mínima concentración de sustrato que puede ser metabolizada por una determinada población microbiana a una velocidad competitiva.

S : Concentración del sustrato limitante del crecimiento (masa de sustrato/unidad de volumen).

Y : Coeficiente de conversión del sustrato en masa celular (mg. biomasa/mg. sustrato).

La ecuación de Monod puede ser linearizada para facilitar determinaciones de  $\mu_{\text{máx}}$  y  $K_s$  desde información experimental:

$$\frac{1}{\mu} = \frac{S + K_s}{S * \mu_{\text{máx}}} = \frac{K_s}{S * \mu_{\text{máx}}} + \frac{S}{S * \mu_{\text{máx}}} = \frac{K_s}{\mu_{\text{máx}}} \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{\text{máx}}} \quad (7)$$

se grafica  $1/\mu$ , versus  $1/S$ , la pendiente es  $K_s/\mu_{\text{máx}}$  y el intercepto es  $1/\mu_{\text{máx}}$ . En casos donde el sustrato no es limitante ( $K_s$  es mucho menor que S), la ecuación de Monod se reduce a una de orden cero (ecuación 1), mientras que en el caso donde  $K_s$  es mucho mayor que S, la ecuación se reduce a una de primer orden.

En general, para determinar la concentración del sustrato se utiliza la Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ ) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

La ecuación (6) puede escribirse como:

$$r_{su} = - \frac{dS}{dt} = - \frac{\mu_{\text{máx}}}{Y} \left( \frac{XS}{S + K_s} \right) \quad (8)$$

donde  $r_{su}$  es la máxima cantidad de sustrato utilizado por unidad de biomasa, en la unidad de tiempo.

Expresiones (4) y (8) conducen a la siguiente relación:



$$r_g = -Y r_{su} \quad (9)$$

la ecuación (9) relaciona el grado de utilización del sustrato y la tasa de crecimiento. La ecuación (8) puede escribirse como:

$$r_{su} = -\frac{dS}{dt} = -\frac{kXS}{S+K_s} \quad (10)$$

donde  $k = \mu_{m\acute{a}x}/Y$

Para el proceso de descomposición endógena:

$$r_d = -k_d X \quad (11)$$

donde  $r_d$  representa a la descomposición endógena;  $X$  es la concentración de células (biomasa/volumen) y  $k_d$  es el coeficiente de descomposición endógena ( $t^{-1}$ ).

La velocidad neta de crecimiento bacteriano en (masa/(volumen . tiempo)),  $r'_g$  está dada por la siguiente ecuación:

$$r'_g = r_g + r_d = -Y r_{su} - k_d X = \frac{\mu_{m\acute{a}x} X S}{S + k_s} - k_d X \quad (12)$$

Si la reacción es dominada por la actividad microbiológica intracelular, la cinética puede ser representada (Alexander, 1994) por la ecuación de Monod modificada (ecuación 8).

Para evaluar la constante específica de crecimiento ( $\mu$ ) se grafica  $\ln$  de la biomasa ( $\ln X$ ) versus el tiempo, integrando la ecuación de Monod (ecuación 2:  $\ln(X) = \mu t + cte.$ ), que no es más que la ecuación de una recta donde el valor de la pendiente es  $\mu$ . Se calcula  $\mu$  una vez aplicada la regresión lineal a los datos con el fin de ajustarlos a la ecuación de una recta. Calculamos luego la pendiente de la recta ( $Y$ ) graficando  $X$  contra  $S$ , mediante regresión lineal.

A nivel industrial, analizando la cinética en procesos continuos es posible dimensionar con precisión los bioreactores y las instalaciones anexas en función de la productividad deseada. Se reducen al máximo, de esta manera, las inversiones y los gastos de funcionamiento.

Considerando el sistema reactor con recirculación celular representado por la figura 1, aplicando un balance de masa se obtiene la expresión 13.

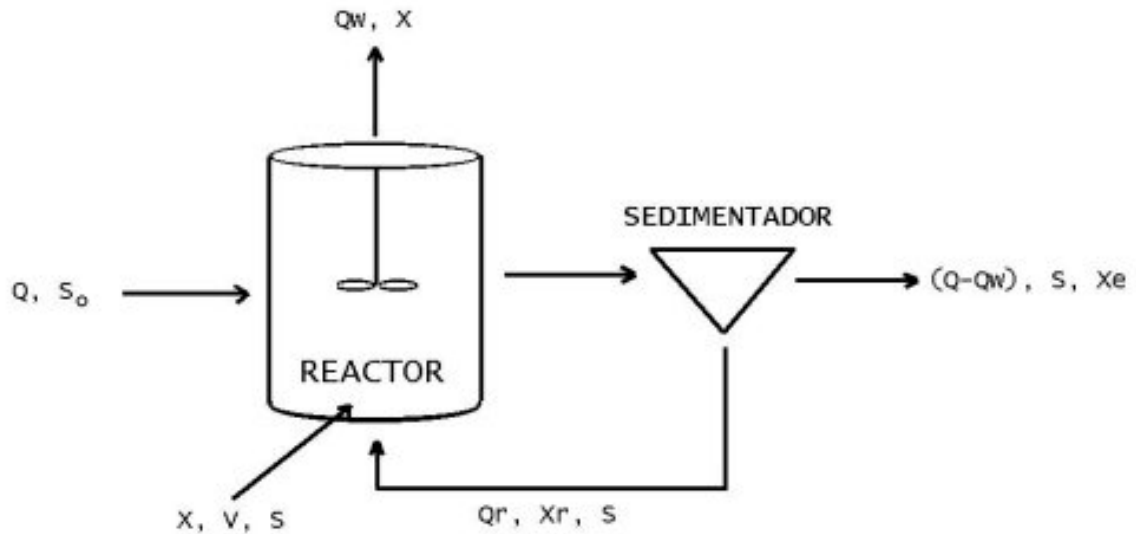


Figura 1: Esquema de reator com recirculação celular

$$V \frac{dX}{dt} = Q X_o - [Q_w X + (Q - Q_w) X_e] + V r'_g \quad (13)$$

donde :

$dX/dt$  : Tasa de crecimiento de microorganismos medida en términos de masa (biomasa / unidad de volumen x tiempo).

$V$  : Volumen del reactor.

$t$  : Tiempo

$Q$  : Caudal (V/t).

$Q_w$  : Caudal de líquido conteniendo los microorganismos a purgar del reactor.

$X$  : Concentración de microorganismos en el efluente en la unidad de reactor, biomasa/unidad de volumen.

$X_o$  : Concentración de microorganismos a la entrada del reactor, biomasa/ unidad de volumen.

$X_e$  : Concentración de microorganismos en el efluente de la unidad de sedimentación.

$r'_g$  : Tasa neta de crecimiento de microorganismos, biomasa/unidad de volumen x tiempo.

Combinando ecuaciones (12) y (13) se obtiene:

$$V \frac{dX}{dt} = Q X_o - [Q_w X + (Q - Q_w) X_e] + V \left[ \frac{\mu_{\max} X S}{S + k_s} - k_d X \right] \quad (14)$$

$S$  es la concentración de sustrato en el efluente del reactor, mg/l. Bajo condiciones estacionarias  $dX/dt = 0$  y despreciando la biomasa en la entrada del reactor, la ecuación (14) toma la forma:



$$Q_w X + (Q - Q_w) X_e = V \left[ \frac{\mu_{\max} X S}{S + k_s} - k_d X \right] \quad (15)$$

$$\frac{Q_w X + (Q - Q_w) X_e}{V X} = \frac{\mu_{\max} S}{S + k_s} - k_d \quad (16)$$

Definiendo el tiempo de retención hidráulica como  $\theta = V/Q$ ; multiplicando  $Q$  y  $V$  por la concentración celular, se obtiene el tiempo medio de retención celular o edad del fango como:

$$\theta_c = \frac{V X}{Q X} = \frac{\text{masa microorg. presentes en reactor}}{\text{masa microorg. eliminados del sist. diariamente}} \quad (17)$$

Para un sistema como el mostrado en la figura 1, la biomasa extraída diariamente es:

$$Q X = Q_w X + (Q - Q_w) X_e \quad (18)$$

por lo tanto:

$$\theta_c = \frac{V X}{Q_w X + (Q - Q_w) X_e} \quad (19)$$

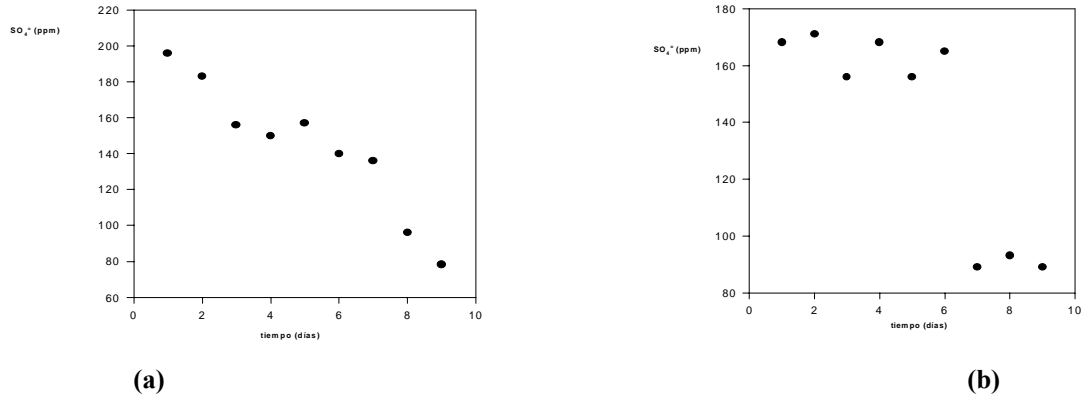
## PARTE EXPERIMENTAL

El lodo proveniente del drenaje de lodo grueso de la Planta de Tratamiento Salar del Carmen de la empresa ESSAN S.A. (300 ml) se dispuso en los recipientes y se agregó sulfato de sodio más la materia orgánica necesaria. Los recipientes se llenaron por completo con lodo para obtener las condiciones anaerobias en el recipiente y se incubaron a 28°C en estufa por el tiempo indicado (0 a 9 días).

Para hacer el seguimiento se determinó el DBO<sub>5</sub>, el sulfato en solución y la biomasa, durante la operación. Se separó el sobrenadante por filtración con Papel Wattman N° 42 y luego con membrana de 0,22 μm de tamaño de poro. En el filtrado primero se determinó la biomasa por conteo directo en cámara de Petroff Häuser. El filtrado a través de membrana se utilizó para la determinación de DBO<sub>5</sub> y sulfato por gravimetría.

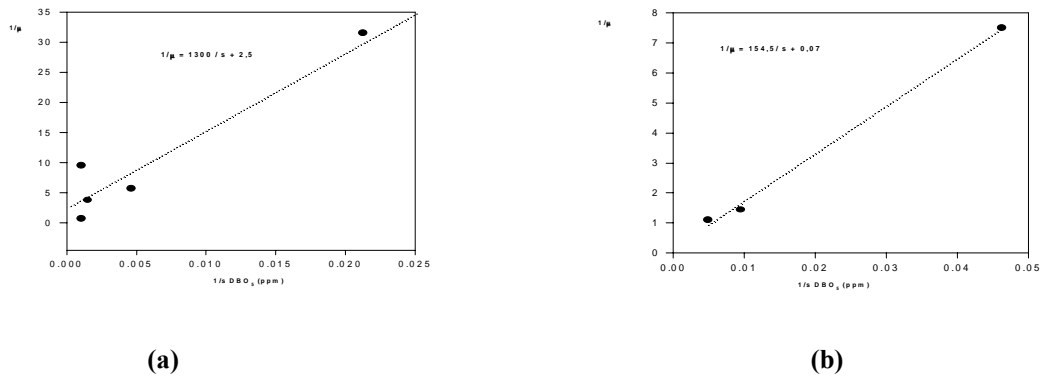
## RESULTADOS

Los perfiles del aumento de la biomasa en función del tiempo son los esperados, observándose mayor concentración celular en las experiencias con etanol. La morfología celular indica que la comunidad bacteriana enriquecida en las condiciones de trabajo son diferentes en las experiencias con lactato respecto de las experiencias con etanol. Debe tomarse en cuenta que se ha estimado la biomasa producida considerando que la concentración de células en el sobrenadante es igual a la concentración de células en el residuo sólido. La caída de DBO<sub>5</sub> en las experiencias con ambos sustratos sigue perfiles diferentes. Esto puede deberse por una parte a la composición diferente de la población bacteriana y, por otra parte, a la especificidad de sustrato de los microorganismos enriquecidos. La concentración de sulfato disminuye en forma lenta y sostenida en las experiencias con etanol desde los primeros días de la experiencia (Fig. 2, A). En las experiencias con lactato, en cambio, la concentración de sulfato se mantiene prácticamente sin modificación hasta el día 6, disminuyendo luego a valores superiores a los obtenidos en las experiencias con etanol (Fig. 2, B).



**Figura 2: Perfil de la concentración de sulfato en las experiencias de bioconversión de lodos hidróxido. A Etanol y B Lactato.**

Estos resultados concuerdan con la observación de los lodos. En las experiencias con etanol los lodos van tomando coloración negra a partir del primer día transcurrido de la experiencia, debido supuestamente a la precipitación de sulfuro de hierro. En las experiencias con lactato, en cambio, la coloración negra aparece en forma más tardía y en sectores aislados en el seno del lodo. La compactación de los lodos alcanza a un 20,8% en los recipientes con etanol, en tanto que con lactato se observa sólo un 10,9%.



**Figura 3: Representación doble recíproca de la cinética de bioconversión, (a) Etanol y (b) Lactato**

Los perfiles obtenidos graficando  $1/\mu$  versus  $1/S$  (Fig. 3) permiten obtener valores de la  $K_S$  del proceso 4 veces mayores para lactato que para etanol.

### CONCLUSIONES

Los resultados de laboratorio evidenciaron diferencias en la cinética de bioconversión de los lodos dependiendo del sustrato utilizado, obteniéndose valores de  $K_S$  4 veces superior para lactato que para etanol. De acuerdo a lo observado esta diferencia puede estar causada tanto por la composición de la población bacteriana como por la diferente avidez de los microorganismos por los sustratos probados.



Aunque la bioquímica del proceso está aún en estudio, las observaciones preliminares permiten suponer un mecanismo complejo en el que participan la reducción de sulfatos, la reducción de arsénico, la precipitación de sulfuros de hierro y carbonatos, la utilización de la materia orgánica como fuente de carbono y poder reductor por parte de los SRB y probablemente, en forma simultánea, reacciones de movilización de elementos que forman parte o están adsorbidos en los flocúlos de hidróxidos metálicos.

La complejidad del mecanismo involucrado es aparentemente la causa de que los datos experimentales no se ajusten al modelo estudiado.

El presente trabajo se desarrolló en el marco del Proyecto FONDEF D99I1026 "Bioprecipitación de arsénico en aguas de desecho de empresas sanitarias y mineras".

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BELHATECHE, D. "Choose Appropriate Wastewater Treatment Technologies". Chem. Eng. Progress, Agosto 1995. Pp. 32-51.
2. COTORUELO, L., M. MARQUÉS. "Tratamiento de aguas: Los metales pesados en las aguas ( y II) Acciones químicas". Ingeniería Química, Mayo 1999. Pp. 213-219.
3. LAM, E.; DEMERGASSO, C.; GALLEGUILLOS, P.; ESCUDERO, L. (2000) I-142 -Diseño de un Biorreactor Anaeróbico para el tratamiento de aguas residuales en la producción de agua potable. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.
4. MÁRQUEZ, H., F. TISCAREÑO. "Tratamiento de Aguas Residuales: La foto-oxidación en el tratamiento de aguas residuales". Ingeniería Química, Junio 1999. Pp. 101-108.
5. MARÍN G., R. (1998) Gestión de lodos hidróxido. Ingeniería Química. pp173-178.
6. METCALF, E. Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. 3º Edición, McGraw-Hill. 1995.
7. RODRIGO, M.A., J. FERRER., A. SECO., J.M. PENYA-ROJA. "Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales. (IIa) Fundamentos biológicos". Ingeniería Química, Junio 1999. Pp. 122-
8. UNDEBARRENA, M. "Tratamiento de lodos: Deshidratación térmica de lodos en el ámbito industrial". Ingeniería Química, Junio 1999. Pp. 99-102.