

## **REMOCIÓN BIOLÓGICA DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO Y FÓSFORO EN UN SISTEMA TIPO ANAEROBIO-ANÓXICO-AEROBIO**

MARIBEL GONZÁLEZ\*  
JULIO CÉSAR SALDARRIAGA\*\*

### **RESUMEN**

Este trabajo muestra los resultados experimentales de una serie de procesos biológicos unitarios para la remoción conjunta de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y fósforo (P), empleando un sustrato sintético similar al agua residual doméstica de concentración media. Se utilizó un sistema tipo A2O (anaerobio-anóxico-aerobio), que se desarrolló en dos etapas. La etapa preliminar duró 60 días y comprendió, además de la aclimatación del lodo biológico, el ensayo de espuma de poliuretano, como material de soporte en la etapa aerobia. La etapa secundaria duró 280 días más, en los que el sistema alcanzó una estabilidad, lográndose un aumento notable en las eficiencias promedio de remoción de 92,5 % en materia orgánica, 87,7 % en nitrógeno y 83,5 % en fósforo. Se realizó un seguimiento permanente a parámetros tales como el oxígeno disuelto (OD) y el potencial de óxido-reducción (ORP), que variaron de acuerdo con el proceso correspondiente a cada unidad de tratamiento, y el pH, que permaneció en valores superiores a 7,2 unidades, garantizando la viabilidad del proceso de nitrificación-desnitrificación. Adicionalmente, se realizó un estudio hidráulico con trazadores para evaluar el efecto del material de soporte en el régimen hidráulico de la unidad aerobia.

**PALABRAS CLAVE:** remoción de nutrientes; material de soporte; nitrificación-desnitrificación; trazadores.

### **BIOLOGICAL REMOVAL OF ORGANIC MATTER, NITROGEN AND PHOSPHORUS IN A SYSTEM TYPE ANAEROBIC-ANOXIC-AEROBIC**

### **ABSTRACT**

Experimental results from a series of biological unitary processes for the simultaneous removal of organic matter (OM), nitrogen (N) and phosphorus (P) are shown in this study. A synthetic substrate similar to a domestic

---

\* Ingeniera Química y Magíster en Ingeniería, Universidad de Antioquia. margoiq@yahoo.com

\*\* Ingeniero Sanitario, Magíster en Ingeniería Ambiental, candidato a Doctor en Ingeniería y profesor, Universidad de Antioquia. Grupo GIGA. jcsalda@udea.edu.co

wastewater of average concentration was used. The experimental development was made using an A2O system (anoxic-aerobic-anaerobic) performed in two phases. The preliminary stage lasted 60 days and included, besides the acclimatization of the biological sludge, the examination of polyurethane foam as a support medium in the aerobic phase. In the secondary stage, the stability was rapidly reached; this phase lasted 280 more days; a significant increase of the removal efficiencies was observed to be close to 92.5 % in organic matter, 87.7 % in nitrogen, and 83.5 % in phosphorus. Parameters such as dissolved oxygen (DO) and oxide reduction potential (ORP) were permanently monitored and maintained in values according to the requirements of the processes in each reactor. On the other hand, pH was measured to be higher than 7.2 units, ensuring the viability of the nitrification-denitrification processes. A hydraulic study using tracers was developed in order to find out the effect of the support medium on the hydraulic regimen of the aerobic reactor.

KEY WORDS: nutrient removal; support medium; nitrification-denitrification; tracers.

## 1. INTRODUCCIÓN

Desde hace más de un siglo se viene trabajando en la remoción de materia orgánica (MO) y de sólidos suspendidos contenidos en las aguas residuales (AR) de todo tipo. Más recientemente, se han incorporado procesos tendientes a mejorar la remoción de nitrógeno (N) y fósforo (P) presentes en aguas residuales, ante todo del sector residencial. Sólo a finales de los años ochenta y principios de los noventa se observaron los efectos negativos de las descargas de AR con aportes de N y P, por lo que el interés en la remoción de estos nutrientes se ha visto reflejado en un incremento del número de proyectos de investigación. Los estudios incluyen modificaciones a las tecnologías convencionales e innovaciones en los arreglos de los procesos biológicos unitarios dinámicos y estáticos, en los que se han alcanzado remociones altas de ambos nutrientes [1, 2, 3, 24, 34], pero en pocos se analizan los aspectos hidráulicos en las unidades de reacción y su relación con las eficiencias de remoción.

La problemática asociada a la presencia de nutrientes (N y P) radica ante todo en la eutrofización de corrientes naturales, entre las que se cuentan los lagos y embalses. Además, el N genera efectos negativos, como la reducción de la concentración de oxígeno disuelto (OD) en aguas receptoras y su consecuente toxicidad para la vida acuática, la disminución de la efectividad del proceso de des-

infección con cloro, lo que implica un riesgo para la salud pública, y peor aun un menor potencial de reutilización del agua residual [15, 19, 22, 31].

En Colombia, el Decreto 1594 de 1984, en su capítulo VI, reglamenta el vertimiento de residuos líquidos a cuerpos receptores o alcantarillados públicos. El control de cargas contaminantes ha sido aplicado a la materia orgánica y sólidos, pero en menor medida a la eliminación de N y P, presentes principalmente en las aguas residuales domésticas (ARD), lo que ha generado un deterioro progresivo de los cuerpos de agua y la posible pérdida de ecosistemas acuáticos importantes para el mantenimiento de la calidad del recurso y del ambiente.

El tiempo de retención celular TRS (en inglés *sludge retention time*) es una de las mayores dificultades relacionadas con el proceso de remoción simultánea de nitrógeno y fósforo, puesto que tiene que ver tanto con las bacterias que oxidan el N, así como con las encargadas de eliminar P. La remoción de fósforo requiere contar con bajos TRS, y lo contrario ocurre para la remoción de N que, debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de TRS [13, 24, 27]. Por lo anterior, se planteó utilizar una cámara aerobia acompañada de un medio de soporte inerte sobre el cual pueda darse el crecimiento de biomasa adherida y se logre completar la actividad propia de los organismos nitrificantes.



Algunas investigaciones sobre la remoción conjunta o individual de nutrientes sugieren el uso de diferentes medios de soporte. Dentro de estos materiales se incluyen Linpor y Kaldnes [14], fibra sintética [28], biodiscos [22, 24], *pellets* de polipropileno [5], fibras de carbón [29], espumas de poliuretano [9, 23], entre otros; incluso en trabajos más recientes se han utilizado biorreactores de membranas con arreglos similares ANA-ANOX-AER [10].

En cuanto a la configuración de las unidades de tratamiento, en la literatura se reporta que la remoción biológica conjunta de MO, N y P requiere procesos biológicos ANA-ANOX-AER o combinaciones de éstos. El comportamiento metabólico relacionado con la eliminación de fósforo y nitrógeno incluye diferentes fases, así: en condiciones anaerobias ANA, las bacterias capaces de acumular P (bacterias PAO) capturan del medio la MO fácilmente biodegradable, acumulándola en su interior como material de reserva en forma de polihidroxibutirato (PHB) y polihidroxivalerato (PHV). En condiciones aerobias AER, las bacterias poli-P utilizan los compuestos orgánicos acumulados PHB y PHV para generar energía, que utilizan para el crecimiento y para la acumulación de P como polifosfato intracelular [4]. Por fin, en la cámara anóxica, las bacterias desnitrificantes reducen los compuestos de nitrógeno (nitritos y nitratos), hasta la forma gaseosa ( $N_2$ ); en este proceso, muchos organismos tienen facultades para extraasimilar algunas cantidades de P [16, 17, 21, 25].

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación fue realizada en el laboratorio de Biotecnología Ambiental, del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental de la Universidad de Antioquia. Para el desarrollo del proceso, se utilizó un tren de tratamiento biológico compuesto por tres cámaras: anaerobia, anóxica y aerobia similar al descrito en trabajos como el de Baeza *et al.* [8] y Ferreira [17]. La figura 1 ilustra el montaje experimental empleado durante la fase de investigación. La última cámara

incluye un medio de soporte (espuma de poliuretano al comienzo y Anoxkaldnes en la etapa posterior), cuyo propósito fue el de garantizar el crecimiento por adherencia de las bacterias nitrificantes, de acuerdo con metodologías empleadas por diferentes investigadores en la eliminación simultánea de MO, N y P [3, 11, 12, 19, 20, 27, 28, 32].



**Figura 1.** Montaje experimental (proceso A2/O) empleado durante la fase de investigación

**Montaje e inoculación de reactores (cámaras).** Los reactores se diseñaron de acrílico con volúmenes variables de trabajo, así: cámara anaerobia 24,5 L, anóxica 49 L y aerobio 73,5 L. El tiempo de retención hidráulico fue fijado, con base en trabajos previos [18, 22, 24, 30], en 10 horas y la edad de lodos estuvo cercana a 20 días. Al final del proceso biológico se situó un sedimentador secundario para recirculación continua de lodos de retorno hacia la cámara anaeróbica. Los reactores se inocularon con lodos activos provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de San Fernando (Medellín, Colombia). Antes de proceder a la inoculación, el lodo fue diluido hasta alcanzar una concentración de sólidos totales aproximados por cámara de 3.000 mg/L [33].

**Selección del material de soporte.** Al principio de la experimentación se aplicó un total de 1.700 cubos de 2 cm de lado de espuma de poliuretano en la cámara aerobia, que ocupaban un volumen correspondiente al 20 % del volumen total, siguiendo pautas planteadas en plantas de tratamiento de aguas residuales en Alemania y en trabajos previos donde se utilizó Linpor (soporte sintético) como medio de soporte [14]. La espuma fue seleccionada inicialmente por poseer alta porosidad y área superficial, bajo valor económico y sobre todo por su disponibilidad. A finales del mes 2 de operación, debido a problemas de desgaste mecánico sufrido por la espuma, se procedió a reemplazar el material por una mezcla de soportes Anoxkaldnes (k1 y k3), el cual se utilizó durante el resto de la experimentación (hasta el día 410).

**Preparación del agua residual sintética.** En la tabla 1 se presentan las características del sustrato utilizado, que corresponden a las de un agua residual doméstica de concentración media, adoptado de trabajos previos [1, 3, 5, 24, 27].

**Tabla 1.** Componentes del agua residual sintética

Material	Cantidad	Unidades
Suero de leche	0,326	mg/L
Sucrosa	0,49	mg/L
Acetato de sodio	1,12	mg/L
Fosfato ácido de potasio	0,45	mg/L
Urea	2,4	mg/L
Solución de elementos menores [25, 26, 27]	0,3	mL/L

El agua residual preparada alcanza valores promedio de 192 mg DBO/L; 450 mg DQO/L; 40 mg NTK/L y 8 mg PT/L.

**Equipos adicionales.** En la operación del sistema propuesto, se emplearon otros equipos adicionales, como bombas peristálticas para alimentación y recirculación interna de líquidos y sólidos (marca

Cole Palmer), medidor de pH (marca SCHOTT) y un medidor de oxígeno (HACH HQ20). Las mediciones de las variables DQO, formas de nitrógeno (nitrógeno total, nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal), formas de fósforo (fósforo total y fosfatos) fueron llevadas a cabo con el uso de un equipo Nanocolor (500B). Otras variables como sólidos suspendidos (totales y volátiles), DBO, entre otras, fueron medidas de acuerdo con métodos estandarizados (Standard Methods 19ª edición 1995 APHA, AWWA, WEF).

**Estudio hidráulico (prueba de trazadores).** En el estudio de los factores hidráulicos, se utilizó como trazador una dosis instantánea de 707 mg de LiCl correspondientes a 113,2 mg Li<sup>+</sup>. El litio fue seleccionado sobre otros trazadores como la rodamina WT y B por su baja acumulación en el sistema, por no ser tóxico y no ser absorbido por los microorganismos, y se siguió el método recomendado por Arroyave y González [6]. La evaluación hidráulica fue realizada en la cámara aerobia (con presencia de biomasa en suspensión y material de soporte Anoxkaldnes), dado que, además de ser la de mayor volumen útil de trabajo (73,5 L), operó con aireación externa que mejora la mezcla de contaminantes dentro de ella. Se tomaron muestras a intervalos de 20 minutos durante las primeras dos horas y una cada hora en lo sucesivo, hasta completar el tiempo total de 26,1 horas, correspondientes a un periodo equivalente a tres veces el tiempo de residencia teórico del reactor [24], además de operarse el reactor a un caudal promedio de 120 mL/min. Las muestras fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

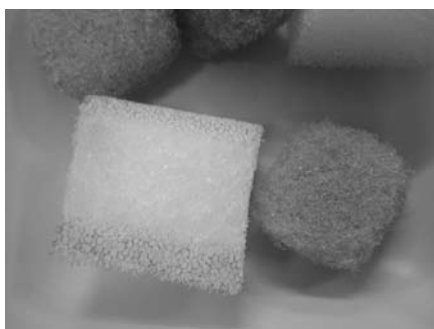
Durante el desempeño del tren de tratamiento, se pudo mantener el control de algunas variables importantes para el proceso. Entre las variables controladas están el pH, el cual se mantuvo en todas las cámaras en valores superiores a 7,2 unidades, para ello fue necesario dosificar bicarbonato de sodio en el agua residual afluente. Las concentraciones



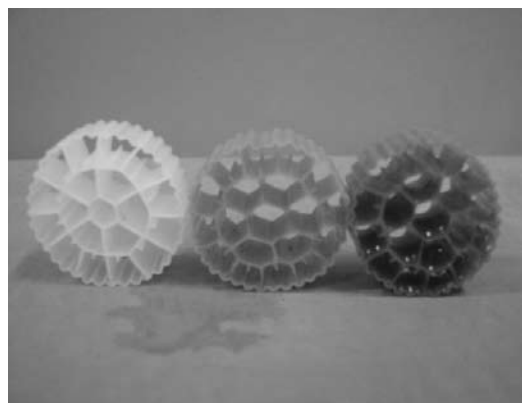
promedio de oxígeno disuelto se mantuvieron así: 0,21 mg/L en cámara anaerobia, 0,26 mg/L en cámara anóxica y 5,9 mg/L en la cámara aerobia, la cual contó con aireación suministrada por equipos mecánicos. Finalmente, la temperatura no fue controlada y se garantizaron valores promedio entre cámaras de 23,5 a 24,1 °C.

El agua residual afluyente fue preparada manteniendo una relación F/M (alimento/microorganismos) que fluctuó entre valores de 0,28 a 0,35, en especial para la cámara anaerobia, donde se debía garantizar una máxima remoción de la carga orgánica afluyente y una mayor liberación de ortofosfatos [4]; esta relación se ajustaba a los valores reportados para sistemas aerobios [22] y garantizaba una buena disponibilidad de alimento para los microorganismos.

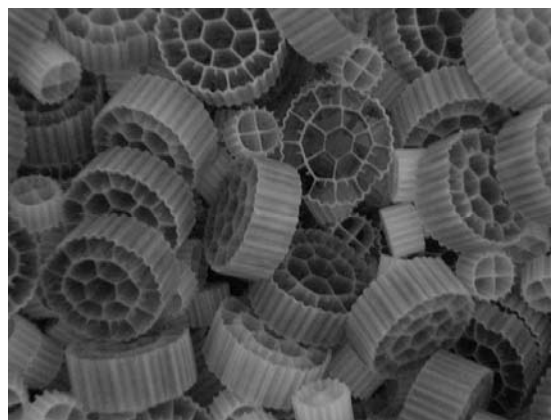
A pesar de no haber obtenido buenas eficiencias de remoción, tanto de N como de MO, utilizando la espuma de poliuretano como material de soporte, sí pudo apreciarse un crecimiento por adherencia similar al descrito en trabajos como el de Baeza *et al.* [8] y Ferreira [17]. Según se aprecia en la figura 2, el efecto mecánico ejercido por el sistema de paletas mezcladoras y quizás por la aireación mecánica obligó al cambio del material y a la reinoculación del tren con lodos de la misma fuente inicial. También en la figura 2 se observa el desgaste sufrido por el material inicialmente empleado y en las figuras 3(a) y (b) se presenta el material de soporte final adicionado (Anoxkaldnes K1 y K3).



**Figura 2.** Desgaste sufrido por el material de soporte (espuma de poliuretano)



(a)

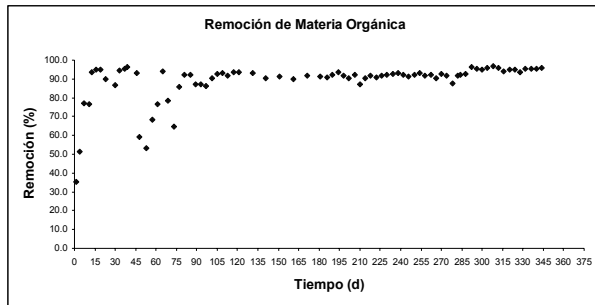


(b)

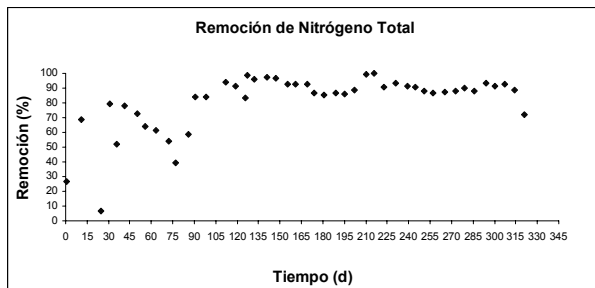
**Figura 3.** Material de soporte utilizado durante la etapa secundaria (a) Anoxkaldnes K3 y (b) Anoxkaldnes combinado K1 y K3

En la figura 4 se presenta la variación de la carga orgánica con el tiempo, para todo el periodo experimental; se puede observar que el sistema es capaz de alcanzar una remoción de materia orgánica superior al 90 %, dos semanas después de realizadas las inoculaciones. La figura 5 permite concluir que la estabilidad lograda para la remoción de DQO es simultánea a la lograda para la eliminación del NT, alcanzando valores promedio de 87,7 % de remoción, con picos que superaron en ocasiones el 90 %. Por el contrario, la remoción de P, como se muestra en la figura 6, mostró ser más baja, a pesar de que a partir del día 140 y hasta el final se logró tener niveles de

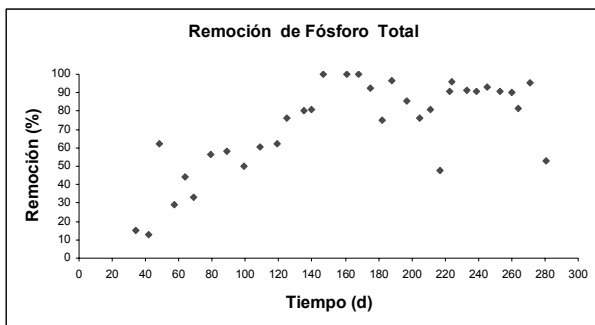
eliminación promedio de 89,2 % y superiores al 90 % para algunas mediciones.



**Figura 4.** Variación de la remoción de materia orgánica



**Figura 5.** Variación de la remoción de nitrógeno total

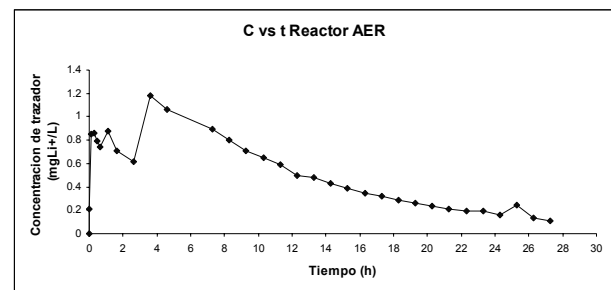


**Figura 6.** Variación de la remoción de fósforo total

Con respecto a la desnitrificación, se pudo observar que funcionó de manera adecuada cuando la cámara anaerobia no fue eficiente en la remoción de DQO y permitió el paso de materia orgánica a la cámara anóxica. Los porcentajes de recirculación desde la cámara aerobia a la anóxica variaron

entre el 100 y el 400 %, y las más altas eficiencias registradas en la cámara anóxica de desnitrificación se observaron para un valor de recirculación de 300 %; al incrementar a 400 %, dicha eliminación perdió eficiencia. Es importante resaltar que la energía suministrada por la cámara anaerobia, más la fuente de nitritos y nitratos procedentes de la aerobia, posibilitan las fuentes de carbono y energía para los organismos desnitrificantes. Durante la experimentación no se adicionó una fuente externa de energía, como se ha sugerido [27], y es posible que parte de la desnitrificación y remoción de P estuviera soportada por la presencia de organismos desnitrificantes removedores de fósforo.

En cuanto al estudio hidráulico, se puede mencionar que en la práctica es común establecer la eficiencia hidráulica de un reactor analizando la tendencia de la curva de concentración del trazador como una función del tiempo. Al aplicar el trazador a la cámara aerobia, se pudieron analizar las muestras efluentes y graficar su comportamiento en el tiempo. En la figura 7 se puede observar la variación con el tiempo de la concentración de trazador aplicada.



**Figura 7.** Variación de la concentración de trazador a través del tiempo

Si se observa la disminución progresiva de la concentración y la cola formada al final del tiempo experimental, se puede concluir que el tiempo de la prueba fue suficiente para obtener la información deseada. Sin embargo, aunque no se puede tener ciento por ciento de certeza de que no se presenta acumulación en la cámara, se puede mencionar que, según un balance de masa realizado para el trazador,



los resultados son confiables. Para el balance de masa se empleó la ecuación (1) [7].

$$\%recuperado = \frac{\sum_i Q C_i \Delta t_i}{C_o V_T} * 100 = 80,24\% \quad (1)$$

De acuerdo con Levenspiel [26], la forma de la curva en la figura 7 indica un flujo arbitrario, cuya desviación de la mezcla completa se da más notablemente a la entrada. Al observar la figura, se puede intuir que el flujo presenta mayor tendencia a ser completamente mezclado, debido tal vez a la intensidad de aireación, que durante el ensayo fue aumentada al máximo, para favorecer el contacto entre líquido y trazador.

#### 4. CONCLUSIONES

1. La aplicación de sistemas de tratamiento combinado (A2O), con adición de material de soporte, permite comprobar la alta eficiencia de eliminación simultánea de materia orgánica y de nutrientes (N y P) en el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico.
2. Los procesos de eliminación de fósforo requieren no sólo la combinación de medios (anaerobios-aerobios), sino la purga de lodos controlada y la presencia y favorecimiento de los organismos removedores de fósforo (PAO).
3. Desde el punto de vista de las variables de operación pH, OD y temperatura, los sistemas no presentaron variaciones significativas y su comportamiento posiblemente permitió favorecer PAO sobre GAO, pues se ha estudiado que los valores de pH superiores a 7,0 y temperaturas cercanas a 20 °C son benéficos para las primeras y perjudiciales para las segundas.
4. Los altos valores de eliminación de nutrientes (carbono, nitrógeno y oxígeno) hacen viable el uso de este sistema de tratamiento para las aguas residuales domésticas.
5. Aunque no pudieron realizarse pruebas moleculares avanzadas sobre la biomasa adherida al medio de soporte, los resultados sí permiten inferir que un alto crecimiento de especies nitrificantes está relacionada con los altos niveles de remoción de nitrógeno en el tren de tratamiento estudiado.
6. La espuma sintética, a pesar de permitir el crecimiento de alta cantidad de biomasa, debe ser más estudiada para el soporte de fuerzas de corte mecánico, puesto que su costo módico, porosidad y área superficial la hacen una buena fuente de soporte para el tratamiento de aguas residuales.
7. La presencia del material de soporte no provocó cortocircuitos o zonas muertas que pudieran obstaculizar la nitrificación en el reactor AER.
8. El grado de mezcla hidráulico en el sistema permite concluir que el sistema en estudio cumple con altas condiciones de mezcla y buena relación de contacto entre la biomasa en suspensión, la biomasa adherida y el sustrato, lo que puede verse reflejado en los altos valores de eliminación alcanzados.

#### AGRADECIMIENTOS

Al grupo GIGA de la Universidad de Antioquia por apoyar la investigación realizada y aportar recursos económicos y humanos que han hecho posible este trabajo. A la empresa Anoxkaldnes en EE. UU. por el material de soporte suministrado.

## REFERENCIAS

- Kargi, F. and Uygur A. Nutrient removal performance of a five-step sequencing batch reactor as a function of wastewater composition. En: *Process Biochemistry*. Vol. 38, 2003; p. 1039-1045.
- Kargi, F., Uygur A and Başçaya H. S. Phosphate uptake and release rates with different carbon sources in biological nutrient removal using a SBR. En: *Journal of Environmental Management*. Vol. 76, 2005; p. 71-75.
- Akin B. S. and Ugurlu A. Monitoring and control of biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. En: *Process Biochemistry*. Vol. 40, 2005; p. 2873-2878.
- Alonso V., Ruiz F., Bortone G., Tilche A., Sorm R. y Wanner J. Eliminación biológica del fósforo en condiciones anóxicas. En: *Ingeniería Química*. España. No. 347, junio 1998; p. 109-114.
- Aravinthan V., Takizawa S. and Fujita K. Nitrogen removal from domestic wastewater using immobilized bacteria. En: *Water Science and Technology*. Vol. 34, No. 1-2, 1996; p. 431-440.
- Arroyave D. y González M. Evaluación del funcionamiento y diseño de un reactor UASB utilizado para el tratamiento de aguas residuales. Medellín, 2004. 132 p. Trabajo de grado (Ingeniería Química). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Minas.
- Avella R. G. Evaluación del comportamiento hidrodinámico de un reactor UASB y su influencia en la remoción de materia orgánica. Santiago de Cali, 2000. Trabajo de grado (MSc en Ingeniería Sanitaria). Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería.
- Baeza J. A., Gabriel D. and Lafuente J. Improving the nitrogen removal efficiency of an A2/O based. WWTP by using an on-line knowledge based expert system. En: *Water Research*. Vol. 36, 2002; p. 2109-2123.
- Borges A. C., Siman R. R., Rodriguez J. A., Ratusznei S. M., Zaiat M., Foresti E. and Borzani W. Stirred anaerobic sequencing batch reactor containing immobilized biomass: a behavior study when submitted to different fill times. En: *Water Science and Technology*. Vol. 49, No. 11-12, 2004; p. 311-318.
- Bracklow U., Drews A., Vocks M. and Kraume M. Comparison of nutrients degradation in small scale membrane bioreactors fed with synthetic/domestic wastewater. En: *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 144, No. 3, 2007; p. 620-626.
- Brdjanovic D., Saito T. and Van Loosdrecht M. C. M. Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms. En: *Water Research*. Vol. 38, 2004; p. 3760-3768.
- Chuang S. H., Ouyang C. F., Yuang H. C. and You S. J. Evaluation of phosphorus removal in anaerobic-anoxic-aerobic system: via polyhydroxyalkanoates measurements. En: *Water Science and Technology*. Vol. 38, No. 1, 1998; p. 107-114.
- Chuang S. H., Ouyang C. F., Yuang H. C. and You S. J. Effects of SRT and DO on nutrient removal in a combined AS-biofilm process. En: *Water Science and Technology*. Vol. 36, No. 12, 1997; p. 19-27.
- Cornett, I. González-Martínez S. and Wilderer P. Treatment of leachate from the anaerobic fermentation of solid wastes using two biofilm support media. En: *Water Science and Technology*. Vol. 46, No. 11-12, 2004; p. 287-294.
- Dapena J. L. y Ronzano E. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Madrid: Díaz y Santos, 1995; p. 89-171.
- Dobson D. W., Mulkerrins D. and Coleran E. Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. En: *Environmental International*. Vol. 30, 2004; p. 249-259.
- Ferreira, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação biológica. En: XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.
- Grau P., Wanner J. and Koss M. An innovative technology for upgrading nutrient removal activated sludge plants. En: *Water Science Technology*. Vol. 22, 1990; p. 7-8.
- Gupta A. B. and Gupta S. K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. En: *Water Research*. Vol. 35, No. 7, 2001; p. 1714-1722.
- Van Rijn J., Tal Y. and Schreier H. J. Denitrification in recirculating systems: theory and applications. En: *Aquacultural Engineering*. Vol. 34, 2006; p. 364-376.
- Hirata A., Ohno T., Tsuneda S. and Soejima K. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate accumulating organisms in sequencing batch reactor. En: *Biochemical Engineering Journal*. Vol. 27, 2006; p. 191-196.
- Ramalho R. S. Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Reverté, 1996, 705 p.
- Hirasawa J. S., Silva J., Varesche M. B., Foresti E. and Zaiat M. Evolution of support materials for the





- immobilization of sulfate-reducing bacteria and methanogenic Archaea. En: *Anaerobe*. Vol. 12, 2006; p. 93-98.
24. You S. J., Hsu C. L., Chuang S. H. and Ouyang C. F. Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A2O systems. En: *Water Research*. Vol. 37, 2003; p. 2281-2290.
  25. Kim J., Kishida N., Tsuneda S. and Sudo R. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms. En: *Water Research*, 40, 2006; p. 2303-2310.
  26. Levenspiel, O. (1999) *Chemical reaction engineering*, 3. ed. Estados Unidos: John Wiley & Sons, 688 p.
  27. Pai T. Y., Ouyang, C. F., Su J. L. and Leu H. G. Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid. En: *Applied Mathematical Modelling*. Vol. 25, 2001; p. 1025-1038.
  28. Liu J. X., Van Groenestijn, J. W., Doddema H. J. and Wang. B. Z. Removal of nitrogen and phosphorus using a new biofilm-activated-sludge system. En: *Water Science and Technology*. Vol 34, No. 1-2, 1996; p. 315-322.
  29. Wang Y. Y., Peng Y. Z., Li T. W., Ozaki M., Takigawa A. and Wang S. Y. Phosphorus removal under anoxic conditions in a continuous-flow A2N two-sludge process. En: *Water Science and Technology*. Vol. 50, No. 6, 2004; p. 37-44.
  30. Macé S., Mata-Alvarez J. and Obaja D. Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater. En: *Bioresource Technology*. Vol. 96, 2005; p. 7-14.
  31. Metcalf and Eddy, Inc. *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. 3ª ed. Madrid: McGraw-Hill/ Interamericana de España (1995).
  32. Patel A., Zhu J. and Nakhla G. Simultaneous carbon, nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a circulating fluidized bed bioreactor. En: *Chemosphere*. Vol. 65, 2006; p. 1103-1112.
  33. Orozco, A. y Salazar, A. *Tratamiento biológico de las aguas residuales*. Medellín: Universidad de Antioquia, Ceset, 1985.
  34. Su J. L. and Ouyang C. F. Nutrient removal using a combined process with activated sludge and fixed biofilm. En: *Water Science and Technology*. Vol. 34, No. 1-2, 1996; p. 477-486.