

INFLUENCIA DE LA RECIRCULACIÓN EN UN SISTEMA DE FILTRO PERCOLADOR

Alejandro RIVERA, Pedro VALDÉS, Reinaldo CASTRO, Gertrudis NIEVES y Verónica de LA TORRE

Instituto de Investigaciones para la Industria Alimenticia. Carretera al Guatao km 3 1/2, La Lisa, C. Habana 19200 Cuba

(Recibido agosto 1997, aceptado agosto 1998)

Palabras clave: filtro percolador, residual lácteo, recirculación

RESUMEN

El filtro percolador constituye uno de los sistemas más empleados en el tratamiento de residuales industriales y domésticos. La experiencia obtenida en un sistema de percolación a escala piloto se basó en el estudio de la eficiencia de remoción de la DQO del residual lácteo ante tres tipos de sistema y tres razones ($R=1$, $R=2$ y $R=3$). Además, fueron evaluados otros parámetros de interés como la remoción de sólidos y de nitrógenos totales. Los resultados mostraron la influencia del tipo de retroalimentación sobre la eficiencia del sistema, apareciendo la variante donde se retroalimenta de la salida del filtro percolador a la entrada del sedimentador primario, con una razón $R=3$, la más eficiente (87.4%). Al emplear la mayor razón de recirculación ($R=3$) se favoreció la remoción de nitrógeno total en el sistema.

ABSTRACT

The trickling filter system is widely used in the treatment of domestic and industrial wastes. Three different recirculation systems were studied for the operation of a trickling filter treating dairy wastes; for each system three recirculation rates ($R=1$, $R=2$, $R=3$) were tested. Other parameters, such as solids and nitrogen removal, were evaluated. Results showed the influence of the type of recirculation on COD removal efficiency, the highest efficiency (87.4%) was obtained when recirculation was done from the filter outlet to the inlet of the primary sedimentation tank at maximum rate ($R=3$). The larger recirculation rate favored nitrogen removal in the system.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales de la industria láctea son generalmente depuradas mediante tratamientos biológicos, que incluyen sistemas de lodos activados, filtros percoladores y, más recientemente, los reactores anaerobios de avanzada (Pereda *et al.* 1991, Barnett *et al.* 1993).

Inicialmente en los sistemas convencionales de filtro percolador hubo dificultades al tratar este tipo de aguas residuales, debido a las obstrucciones que se formaban en el empaque, al crecer demasiado la película biológica adherida al mismo. Estas dificultades fueron resueltas con la introducción de los sistemas de doble filtración alterna (Marshall y Harper 1984) o con el estableciendo de condiciones de operación que controlan el desarrollo de la biopelícula (Trulear y Characklis 1982, Winkler 1986, Arvin y Harremoës 1990).

Cooper (1974) encontró que para emplear con éxito la percolación convencional al tratar residuales lácteos, era necesario operarlo en condiciones de tasa alta, particularmente con un elevado régimen hidráulico y si el medio de soporte está compuesto por piedras, éstas deben poseer un diámetro entre 6 y 10 cm. El espesor de la biopelícula formada sobre el soporte estuvo contro-

lado entonces por la elevada carga hidráulica aplicada al sistema y por la oquedad lograda.

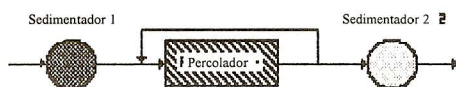
El uso de la recirculación, de forma adecuada, suele aumentar la eficiencia de eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) (Degremont 1973, Hosono y Kubota 1980, Hammer 1986). Mediante esa recirculación se logran tres propósitos fundamentales:

1. Contribuir a la autolimpieza del lecho bacteriano.
2. Suministrar un inóculo de microorganismos al sistema.
3. Diluir la concentración en DQO de las aguas residuales a tratar por el filtro.

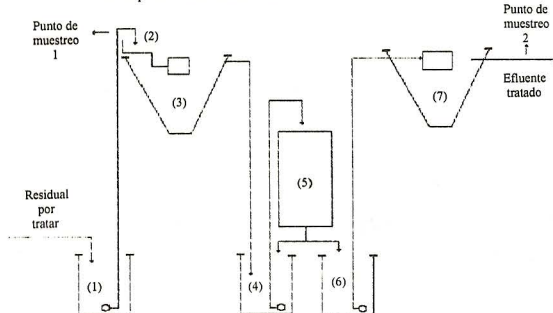
En las experiencias realizadas por Andersson (1974), con residuales lácteos, éste encontró que al emplear la recirculación directa del efluente desde la salida del filtro percolador hacia la parte superior del mismo, el sistema era más propenso al atascamiento debido al crecimiento excesivo de la biopelícula. Se probó entonces la utilización de la corriente de recirculación después de pasar por el sedimentador secundario, evitando el exceso de biomasa causante de obstrucciones en el filtro. Los mejores resultados se obtuvieron con esta variante, la cual ha sido recomendada también por Marshall y Harper (1984). Otros investigadores

(Hardenbergh y Rodie 1972, Chudoba *et al.* 1986) plantean operaciones satisfactorias al emplear sistemas como los mostrados en las **figuras 1a, 2a y 3a**. En estos la percolación se realiza en una sola etapa. Para evitar la llegada de sólidos en exceso al filtro, que puedan ocasionarle obstrucciones, se debe pasar el agua residual por un sedimentador primario. Se incluye además, un sedimentador secundario o clarificador, donde quedan retenidos los fragmentos arrastrados de la película biológica por la carga hidráulica que se ejerce. Varios investigadores (Sarnier 1986, Bouwer 1987, Figueroa y Silverstein 1990) han planteado que los sólidos orgánicos presentes en aguas residuales pueden interferir en la remoción de la materia orgánica disuelta que ocurre en los procesos de tratamiento biológico, particularmente en los procesos de biopelícula. En este sentido, Karlsson (1988) realizó un estudio de tratamientos físico-químicos previos a la purificación biológica, reconociendo la importancia de la modificación del tamaño de los sólidos en el agua residual, aún cuando empleó solamente la sedimentación para aumentar la remoción de materia orgánica en los tratamientos biológicos secundarios. Levine *et al.* (1991) han reafirmado estos planteamientos sugiriendo que con la eliminación de los sólidos más lentamente biodegradables, antes de pasar al tratamiento biológico aerobio, se promueve la utilización más efectiva de la capacidad del filtro; aunque ese incremento dependerá, además, del tiempo de retención hidráulica y del grado de recirculación del efluente.

a. a. Forma de recirculación A.



b. Planta piloto con recirculación A.

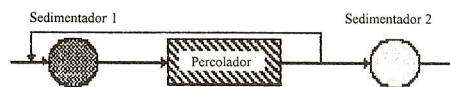
**Fig. 1.** Recirculación de la forma A

a. Esquema simplificado

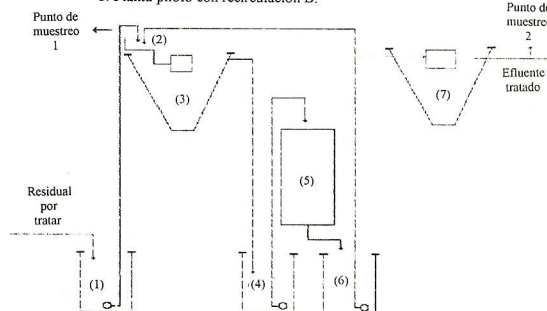
b. Esquema tecnológico de la planta piloto

En los últimos años, la remoción del nitrógeno de las aguas residuales ha adquirido especial importancia. Para este propósito, los sistemas de percolación han resultado más ventajosos que los de lodos activados (Rittmann 1989, Andersson *et al.* 1994, Guitonas y Alexiou 1995, Boiran *et al.* 1996, Wik 1996). En

a. Forma de recirculación B.



b. Planta piloto con recirculación B.

**Fig. 2.** Recirculación de la forma B

a. Esquema simplificado

b. Esquema tecnológico de la planta piloto

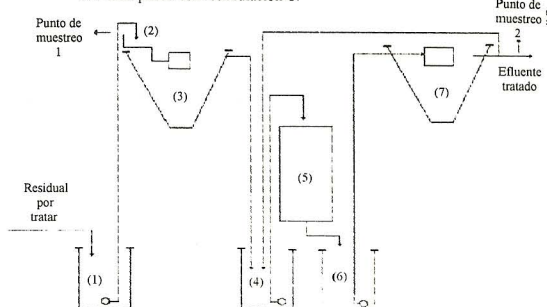
estudios comparados realizados por Parker y Richards (1986), se encontró que la recirculación del efluente tratado condicionaba la remoción de nitrógeno total en los filtros percoladores, lo que concordaba perfectamente con las predicciones hechas a partir de un modelo de biopelícula desarrollado anteriormente por Wanner y Gujer (1984).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de DQO, de sólidos totales (ST) y de nitrógeno total (NT),

a. Forma de recirculación C.



b. Planta piloto con recirculación C.

**Fig. 3.** Recirculación de la forma C

a. Esquema simplificado

b. Esquema tecnológico de la planta piloto

en un sistema de filtro percolador con lecho de zeolita natural, ante diferentes variantes de recirculación en el tratamiento de residuales de la industria láctea.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la línea de filtración biológica utilizada

La experimentación se llevó a cabo en la planta piloto de Aguas Industriales del Instituto de Investigaciones para la Industria Alimenticia (IIIA), que posee una línea de filtración biológica con los pasos siguientes (Figs. 1b, 2b y 3b):

1. Estación de bombeo de residual crudo, con volumen efectivo de 6.8 m³.
2. Medidor de caudales del tipo vertedero aforado con escotadura de 30° (con posibilidad de mezclar el residual crudo con parte del tratado, como forma de recirculación B).
3. Sedimentador primario, tipo cónico, con capacidad efectiva de 7.03 m³.
4. Estación de bombeo del residual para alimentación del filtro (con posibilidades de mezclar el residual crudo con parte del tratado, según las formas de recirculación A y C) de 3.3 m³ de volumen efectivo.
5. Filtro biológico, que consistió en una torre de sección cuadrada rellena con piedras de zeolita natural de un diámetro promedio de 6.41 cm. La altura del empaque es de 1.8 m y el área de sección es 1.55 m². El área superficial específica del medio de soporte se calculó en 45.8 m²/m³ y la oquedad en 50.8%. El sistema de distribución del residual sobre la parte superior del filtro se realizó mediante tuberías inatascables, que garantizan la uniformidad del flujo sobre toda el área transversal.
6. Estación de bombeo del residual tratado, con volumen de 2.9 m³. Esta estación recibió una parte del caudal tratado y lo condujo hacia el sedimentador secundario.
7. Sedimentador secundario cuya configuración y capacidad operacional fueron similares a las del primario.

Muestreo

Fue realizado en forma integral, tomándose las muestras de un período de 6 horas diarias, en los puntos indicados en las figuras 1b, 2b y 3b. A las muestras integradas se les efectuaron análisis de DQO, ST y NT en cada variante de tratamiento según los métodos normalizados por APHA-AWWA-WPCF (1985). Con estos resultados se evaluaron los siguientes parámetros:

Bv: carga orgánica volumétrica aplicada al sistema (kg DQO/m³ día).

E: eficiencia total del sistema en la remoción de DQO (%).

R: razón de recirculación (adimensional).

STr: sólidos totales removidos en el sistema (%).

NTTr: nitrógeno total removido en el sistema (%).

Para las tres formas de recirculación se utilizaron relaciones de recirculación de 1, 2 y 3 en forma consecutiva. La experiencia completa tuvo duración de un año.

Se realizó el análisis de varianza de clasificación doble para determinar si existen diferencias significativas entre las medias de eficiencia en los nueve tratamientos analizados, según el procedimiento recomendado por Duncan (1955).

La carga orgánica aplicada estuvo en función de la concentración del residual que entra al sistema (So), proveniente de la planta de productos lácteos y del caudal de entrada (Qo), que fue fijado en dependencia de la relación de recirculación escogida, para mantener una carga hidráulica igual a 1 m³/m² h como valor constante para toda la experiencia, puesto que en trabajos precedentes (Rodríguez y Valdés 1989, Rodríguez y Castellón 1993) fue considerado como el óptimo. Dicho valor correspondió a filtros que operaron a tasa elevada (Hammer 1986).

TABLA I. COMPORTAMIENTO DE LA EFICIENCIA GENERAL DEL SISTEMA (E %)

FORMA DEL RECICLO	RAZÓN DE RECIRCULACIÓN					
	R = 1	CV (%)	R = 2	CV (%)	R = 3	CV (%)
A	42.8 a	28.01	38.0 a	37.03	40.2 a	24.93
B	59.1 b	25.02	44.4 a	30.13	87.4 c	7.22
C	57.2 b	18.91	65.4 b	31.22	67.9 b	18.65

Los resultados se expresan como valores promedio y su coeficiente de variación (CV) respectivo, donde n=10 para todos los grupos, con nivel de confianza > 95%

Las diversas letras se refieren a diferencias significativas entre las medias

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tablas I y II muestran el comportamiento de la eficiencia del proceso (E) y de la carga orgánica aplicada al mismo, respectivamente (Bv).

El resultado del análisis de varianza de clasificación doble indicó como significativo el efecto de la forma de recirculación empleada (A, B, C) sobre la eficiencia del proceso, a diferencia de lo encontrado con las razones de recirculación probadas (R=1, R=2, R=3) en los sistemas de tratamiento A y C.

Las eficiencias de remoción de la DQO fueron mayores en los arreglos B y C con relación al A, obteniéndose en la mayoría de esos casos valores cercanos o superiores al 60%, que coincidieron con los hallados por otros autores para sistemas similares de percolación operadas a tasa elevada (Leoni *et al.* 1986, Lucero e Izurieta 1992). En el nivel B, R=3, se obtuvo la eficiencia más alta de remoción de materia orgánica (87.4%), constituyendo la mejor manera en que fue empleada la recirculación para la experiencia. Este comportamiento se atribuyó a que el efluente en estas dos últimas formas de recirculación (Figs. 2 y 3) pasó por un sistema de separación

de sólidos, donde además de la remoción de materias sólidas que aportaron DQO al agua residual, pudo presumirse la ocurrencia de reacciones secundarias de degradación del sustrato en condiciones anóxicas (Guitonas y Alexiou 1995).

En la **tabla I** también se observa que para las formas de recirculación A y C no existieron diferencias significativas atribuibles a los efectos de la magnitud de la recirculación sobre estos tipos de arreglos. Sin embargo, el efecto del nivel de recirculación se hizo patente para la forma B, sobre todo en el nivel R=3.

Durante el ensayo del nivel A, las concentraciones del sustrato expresadas en términos de DQO (So) fueron bajas, oscilando en intervalos entre 50 y 109 mg/L, por ello el efecto de la recirculación sobre la carga orgánica aplicada se hizo poco apreciable e inestable. Una situación similar ocurrió con el tratamiento B en el nivel R=2 y un fenómeno opuesto sucedió en el arreglo B para los tratamientos B, R=1 y B, R=3, en donde las concentraciones de So fueron de 232 y 363 mg DQO/L, respectivamente. En estos casos el efecto de dilución provocado por la recirculación fue más marcado.

Es conveniente aclarar que So constituye una variable independiente que varió en forma aleatoria en correspondencia con las fluctuaciones propias de una planta piloto de productos lácteos, donde la generación de residuales líquidos presenta un amplio intervalo de concentraciones de la DQO y de otros parámetros que la caracterizan (Brown y Piro 1980, González 1990, Barnett *et al.* 1993). Debido a esto, en la mayoría de los casos, la variación de So compensó la disminución provocada del flujo de agua residual a tratar en el sistema, que tuvo lugar al aumentar la razón de recirculación (R=1, R=2, R=3), para mantener constante un valor de carga hidráulica de 1 m³/m² h en toda la experiencia. Como consecuencia, apenas se observaron diferencias significativas entre los valores de carga orgánica para las diferentes razones de recirculación experimentadas dentro de un mismo tipo de arreglo, que manifestaron la disminución en la carga orgánica que se intentó provocar, tal como muestra la **tabla II**.

TABLA II. COMPORTAMIENTO DE LA CARGA ORGÁNICA APLICADA (Bv) (kg DQO/m³-día)

FORMA DEL RECICLO	RAZÓN DE RECIRCULACIÓN					
	R = 1	CV (%)	R = 2	CV (%)	R = 3	CV (%)
A	0.72 ab	30.55	0.43 a	39.53	0.18 a	33.33
B	1.54 cd	48.70	0.47 a	34.04	1.20 bc	27.50
C	2.00 d	35.50	1.96 d	47.44	1.12 bc	30.71

Los resultados se expresan como valores promedio y su coeficiente de variación (CV) respectivo, donde n=10 para todos los grupos, con nivel de confianza > 95%

Las diversas letras se refieren a diferencias significativas entre las medias

Al no existir variaciones sustanciales en los valores de carga orgánica aplicados al sistema, se justificó la no existencia de diferencias significativas entre los valores de E encontrados para las diferentes razones de recirculación probadas en los arreglos de los tipos A y C, no pudiéndose observar el comportamiento descrito en la literatura referente al aumento de E con el incremento de la razón de recirculación en filtros percoladores (Hosono y Kubota 1980). Sin embargo, al comparar los valores de carga orgánica aplicados con los empleados en estudios para el tratamiento de residuales lácteos mediante filtros percoladores de tasa elevada de operación (Marshall y Harper 1984), se lograron apreciar eficiencias mayores de remoción de materia orgánica en el sistema (57.2 - 87.4%) para cargas muy superiores (1.2 - 2 kg DQO/m³día) a las recomendadas para filtros de empaque natural (0.6 - 0.9 kg DQO/m³día).

Durante la experiencia con los valores de carga ensayados, en ningún caso se notaron obstrucciones ni canalizaciones en el filtro.

La **tabla III** muestra la remoción de los sólidos totales en cada forma de tratamiento, siendo significativamente mayor en los arreglos de los tipos B y C, con relación a la forma de recirculación A. Estos valores oscilaron entre 42.0 y 58.7% en las dos últimas formas de recirculación, con excepción del nivel B, R=2, y se corresponden con los encontrados para sistemas similares que trataron efluentes provenientes de la elaboración de quesos y helados (Marshall y Harper 1984). No se observaron diferencias significativas entre las razones de recirculación probadas para un mismo tipo de arreglo.

TABLA III. REMOCIÓN DE SÓLIDOS TOTALES PARA CADA FORMA DE RECIRCULACIÓN (%)

FORMA DEL RECICLO	RAZÓN DE RECIRCULACIÓN					
	R = 1	CV (%)	R = 2	CV (%)	R = 3	CV (%)
A	24.6 a	45.0	28.9 a	45.9	33.4 a	47.4
B	42.0 b	32.7	32.8 a	34.3	58.7 b	23.0
C	46.9 b	29.4	47.8 b	26.2	49.5 b	28.9

Los resultados se expresan como valores promedio y su coeficiente de variación (CV) respectivo, donde n=10 para todos los grupos, con nivel de confianza > 95%

Las diversas letras se refieren a diferencias significativas entre las medias

Estos resultados demuestran que las mayores eficiencias de remoción de la DQO obtenidas en los tratamientos B y C, estuvieron muy influenciadas (en ambos arreglos) por el paso del efluente a través de un sistema de separación de sólidos, correspondiéndose con los mayores valores de remoción de sólidos totales obtenidos en esas dos últimas formas.

Se ha comprobado que en los residuales lácteos, solamente el 13% de los sólidos totales no posee carácter orgánico (Werner 1980). Las experiencias realizadas por Karlsson (1988) y Levine *et al.* (1991), sugieren que los sólidos orgánicos presentes en las aguas residuales pueden influenciar la cinética de los tratamientos biológicos, cuando se modifica la distribución de tamaños de partículas de los sólidos orgánicos antes de sufrir el tratamiento biológico, aumentando en algunos casos, la capacidad disponible del sistema biológico en forma significativa, particularmente en procesos biológicos desarrollados a tasas elevadas. Según los resultados obtenidos en este estudio, puede afirmarse que la remoción de sólidos totales en los sistemas donde se emplearon las formas B y C de recirculación, tuvo mayor influencia en el logro de una remoción superior de materia orgánica en la biopelícula, al emplearse más efectivamente su capacidad de tratamiento.

En la **tabla IV** se muestra el comportamiento de la remoción del nitrógeno total en el sistema, para cada forma de recirculación ensayada. Pudo apreciarse que los mejores tratamientos experimentados fueron los A y B, para R=3 solamente y el arreglo C, para todas las razones de recirculación probadas (R=1, R=2, R=3). En estos casos, la remoción de nitrógeno total alcanzó valores entre 52.0 y 64.8%, que aunque no mostraron diferencias significativas entre sí, se puede señalar a la variante C, R=3, como la que permitió la mayor remoción de nitrógeno total del sistema. Esta ocurrió solamente cuando existieron los procesos de nitrificación primero y de desnitrificación después. Según los estudios realizados por Parker y Richards (1986) y Andersson (1990), la nitrificación tiene lugar usualmente en las porciones más bajas del filtro percolador, donde la concentración de materia orgánica es menor y la población de bacterias autótrofas (nitrificantes) puede desarrollarse mejor en la biopelícula. La teoría aportada por Wanner y Gujer (1984) indica que las bacterias nitrificantes no pueden competir en la parte superior del empaque percolador, debido a que con las concentraciones altas de materia orgánica soluble que llegan allí, el oxígeno se agota completamente muy cerca de la superficie de la biopelícula, lo que causa el crecimiento más rápido de las bacterias heterótrofas (responsables de la desnitrificación) que dominan en la película biológica. Para que suceda el proceso de desnitrificación en filtros percoladores, Harremoës y Wilderer (1993) consideran que debe ocurrir una penetración del nitrógeno en forma oxidada (NO_2^- , NO_3^-) más allá de la zona aerobia de la biopelícula. Este proceso resulta más beneficiado cuando se emplea la recirculación del efluente tratado, coincidiendo con lo encontrado por Parker y Richards (1986).

En consecuencia, puede presumirse que al emplear la mayor razón de recirculación (R=3), para cualquiera de las 3 formas utilizadas (A, B, C), se proporcionó un efluente recirculado más rico en NO_2^- y NO_3^- , que fue puesto en contacto con la biopelícula simultáneamente con una concentración alta de materia orgánica soluble en la porción superior del percolador (con respecto a la porción inferior), lo que garantizó la penetración de esas formas oxidadas del nitrógeno más allá del punto máximo de penetración del oxígeno en la biopelícula, favoreciendo por tanto la

desnitrificación y, en su conjunto, la remoción global del nitrógeno en el sistema.

TABLA IV. REMOCIÓN DEL NITRÓGENO TOTAL PARA DIFERENTES FORMAS DE RECIRCULACIÓN (%)

FORMA DEL RECICLO	RAZÓN DE RECIRCULACIÓN					
	R = 1	CV (%)	R = 2	CV (%)	R = 3	CV (%)
A	46.4 ab	43.7	48.3 abc	44.6	55.2 bcd	25.0
B	42.7 ab	43.2	35.2 a	36.1	61.3 cd	26.7
C	52.0 bcd	18.1	63.0 d	39.1	64.8 d	35.6

Los resultados se expresan como valores promedio y su coeficiente de variación (CV) respectivo, donde n=10 para todos los grupos, con nivel de confianza > 95%

Las diversas letras se refieren a diferencias significativas entre las medias

Los resultados alcanzados en la remoción del nitrógeno para todo el arreglo C con respecto a los tipos A y B, pudieron atribuirse a que el efluente en este arreglo pasó después del filtro percolador al sedimentador secundario y una parte fue recirculada entonces hacia el pozo que alimentó directamente el filtro percolador, por lo que el efluente, presumiblemente rico en NO_2^- y NO_3^- , permaneció durante más tiempo en contacto con zonas que propiciaron la existencia de condiciones anóxicas (sedimentador y pozo de alimentación al filtro), muy favorables para el proceso de desnitrificación.

CONCLUSIONES

Se encontró que la forma en la que se llevó a cabo la recirculación influyó sobre la eficiencia de remoción de la DQO de un sistema convencional de lecho percolador relleno con zeolita, operando a tasa alta para el tratamiento de residuales lácteos. Las formas de recirculación B y C produjeron los mejores resultados, principalmente la variante B, R=3, donde se logró la mayor eficiencia de remoción en el sistema (87.4%), por ello el efecto de dilución fue la función más relevante entre los objetivos que la recirculación ofreció para este proceso.

Los sistemas de sedimentación incluidos en los arreglos de tipo B y C tuvieron marcada influencia en la obtención de mayores eficiencias de remoción de la DQO del sistema, removiéndose en ellos mayor cantidad de sólidos totales en comparación con la forma A de recirculación. Pudo afirmarse que la forma de recirculación empleada incidió sobre las modificaciones o remociones de materias sólidas, llevadas a cabo mediante tratamientos físicos (sedimentación) y que estuvieron orientadas hacia la realización de un tratamiento biológico posterior más eficiente.

La remoción del nitrógeno total mostró los mejores resultados en la variante C, para cualquier razón de recirculación empleada, mientras que en los arreglos A y B, sucedió únicamente cuando se empleó la mayor razón de recirculación. Por tanto el incremento de la magnitud de recirculación estimuló la remoción global del nitrógeno, en los sistemas convencionales de filtro percolador.

REFERENCIAS

- Andersson B. (1990). Tentative nitrogen removal with fixed bed processes in Malmö sewage treatment plant. *Water Sci. Technol.* 22, 239-250.
- Andersson B., Aspegren H., Parker D.S. y Lutz M.P. (1994). High rate nitrifying trickling filters. *Water Sci. Technol.* 29, 47-52.
- Andersson N. (1974). The experimental treatment plants for dairy effluents at statens forsøgsmejeri. IDF, Annual Bulletin, 77, 51-56.
- APHA-AWWA-WPCF. (1985). *Standard methods for the examination of water and waste water*. American Public Health Association, Nueva York, 16a. Ed.
- Arvin E. y Harremoës P. (1990). Concepts and models for biofilm reactor performance. *Water Sci. Technol.* 22, 171-192.
- Barnett J.W., Kerridge G.J. y Russell J.M. (1993). Effluent treatment systems for the dairy industry. *Australasian Biotechnol.* 4, 26-30.
- Boiran B., Couton Y. y Germon J.C. (1996). Nitrification and denitrification of liquid lagoon piggery waste in a biofilm infiltration percolation aerated system (BIPAS) reactor. *Bioresour. Technol.* 55, 63-77.
- Bouwer E.J. (1987). Theoretical investigation of particle deposition in biofilm system. *Water Res.* 21, 1489-1498.
- Brown H.B. y Piro R.F. (1980). Characterization and treatment of dairy waste in the municipal treatment system. *Proc. 34th Purdue Ind. Waste Conf., Ann Arbor Science*. Ann Arbor, Michigan, pp. 326-334.
- Cooper J.S. (1974). Research and development within dairy effluent treatment. *International dairy federation. Ann. Bull.* 77, 3-17.
- Chudoba J., Menéndez C. y Pérez Olmo J. (1986). *Fundamentos técnicos de algunos procesos para la purificación de aguas residuales*. Ed. ISPJAE, 252 p.
- Degremont G. (1973). *Manual técnico del agua*. Société Degremont, Paris, pp. 341-347.
- Duncan D.B. (1955). Multiple range and multiple F tests. *Biometrics* 11, 1-42.
- Figueroa L.A. y Silverstein J. (1990). The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification. *Sixty First Annual W.P.C.F. Conference*, Washington, D.C., cartel.
- González J.S. (1990). Manual de operación y control para planta de tratamiento de residuales de Pasteurizadora de Chivirico. *Informe técnico IIIA*.
- Guionas A. y Alexiou G. (1995). Performance of a two stage plastic trickling filter in Greece. *Water Sci. Technol.* 32, 125-132.
- Hammer M.J. (1986). *Water and wastewater technology*. 2a. Ed., Wiley, Nueva York.
- Hardenbergh W.A. y Rodie E.B. (1972). *Ingeniería Sanitaria*. Ed. Revolucionaria, La Habana, pp. 427-444.
- Harremoës P. y Wilderer P.A. (1993). Fundamentals of nutrient removal in biofilters. *9th IWPCA-ISWA Symposium*, Munich, pp. 111-127.
- Hosono Y. y Kubota H. (1980). Characteristic evaluation of trickling filter process. *Water Res.* 14, 581-590.
- Karlsson I. (1988). Pre-precipitation for improvement of nitrogen removal in biological wastewater treatment. En: *Pretreatment in chemical water and wastewater treatment*. *Proc. 3rd Gottenburg Symposium* (H.H. Hahn y R. Klute, Eds.), pp. 521-529.
- Leoni C., Grischott F., Fortini G. y Costabile P. (1986). Impiego di un letto percolatore a riempimento plastico nel trattamento degli effluenti di uno stabilimento per la produzione di conserve di pomodoro. *Industria Conserve* 61, 252-259.
- Levine A.D., Tchobanoglous G. y Asano T. (1991). Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Res.* 25, 911-922.
- Lucero B. e Izurieta E. (1992). Utilización en México de filtros percoladores para el tratamiento de aguas residuales. *Tratamiento de aguas residuales, XXIII Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 22-28 noviembre, La Habana, Cuba, pp. 619-629.
- Marshall K.R. y Harper W.J. (1984). The treatment of wastes from the dairy industry. En: *Surveys in industrial wastewater treatment* (D. Barnes, C.F. Forster y S.E. Hruday, Eds.), pp. 297-376.
- Parker D.S. y Richards T. (1986). Nitrification in trickling filters. *J.W.P.C.F.* 58, 896-902.
- Pereda J., Romero F. y Álvarez P. (1991). Depuración aerobia de vertidos lácteos de alta alcalinidad. *Alimentación, Equipos y Tecnología*, enero-febrero, pp. 133-138.
- Rittmann B.E. (1989). *Dynamics modeling and Expert systems in wastewater engineering*, Capítulo 2, Lewis Publishers, Chelsea, pp. 39-57.
- Rodríguez G. y Valdés P. (1989). Tratamiento de residuales de la industria de alimentos a través de un filtro percolador de lecho plástico. *Corridas experimentales a escala piloto con residuales lácteos*. *Informe técnico IIIA*.
- Rodríguez G. y Castellón M.C. (1993). Tratamiento de residuales lácteos en filtro percolador con lecho de zeolita natural a escala piloto. *Ingeniería Hidráulica, XIV*, 59-70.
- Sarner E. (1986). Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes. *J.W.P.C.F.* 58, 165-172.
- Trulear M.G. y Characklis W.G. (1982). Dynamics of biofilm processes. *JWPCF* 54, 1288-1301.
- Wanner O. y Gujer W. (1984). Competition on biofilms. *12th. Conference of the IAWPR*, Amsterdam.
- Werner H. (1980). Experimentation of raw effluents and estimation of losses. *Guide for dairy managers on wastage prevention in dairy plants*, IDF Bulletin, Capítulo IV, pp. 17-29.

Winkler M. (1986). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*.

Limusa, México, pp. 186-286.

Wik T. (1996). Dynamics modeling of nitrifying trickling filters.

Technical Report N° 240L, Tesis de Licenciatura en Ingeniería, Chalmers University of Technology, Gotenborg, Suecia, pp. 1-9 y 71-87.