



EFECTO DE LOS SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN DEL PAPEL HIGIÉNICO DESINTEGRADO EN AGUAS RESIDUALES SOBRE EL COMPORTAMIENTO DE BIORREACTORES CON BIOMASA INMOVILIZADA

Petia Mijaylova Nacheva¹; José Alejandro Muñoz Hernández²; Beatriz Peña Loera²

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua; email: petiam@tlaloc.imta.mx

²Hitecma S.A. de C.V.

RESUMEN

En los centros turísticos el papel higiénico frecuentemente se arroja a los inodoros, lo cual provoca formación de grandes cantidades de sólidos suspendidos en las aguas residuales. En este estudio se realizó una evaluación experimental del efecto de los sólidos suspendidos provenientes de la desintegración del papel higiénico sobre el desempeño de reactores aerobios con biomasa inmovilizada y lecho sumergido, así como de la efectividad del proceso de coagulación-floculación-sedimentación (CFS) para la remoción de los sólidos antes del reactor biológico. Se usaron dos reactores, cada uno tenía un volumen total de 109 L con tres zonas: una interna donde se instala el empaque, otra periférica donde sedimentan las partículas y fondo cónico donde se acumula el lodo. Antes del primer reactor se instaló un sistema de CFS y el otro se alimentaba directamente con agua cruda. El empaque fue elaborado de cinta de polietileno, cortada en tiras insertadas sobre un eje vertical y tenía un área específica de $1,098 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$. Se determinó que los SST en el agua residual, de $2,000\text{-}15,000 \text{ mg L}^{-1}$, provocan problemas de colmatación del lecho, deterioran paulatinamente el proceso de degradación, inhiben el proceso de nitrificación y provocan el colapso del proceso, por lo cual deben de ser removidos del agua y el proceso CFS puede ser usado exitosamente para este fin. Concentraciones de sólidos suspendidos de $328\pm 244 \text{ mg L}^{-1}$ no perjudican el desempeño de los biorreactores y aplicando una carga orgánica de $1.8 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ y tiempo de residencia hidráulica de 33 h, se pueden remover simultáneamente materia orgánica y nitrógeno total Kjeldahl, de $95.6\pm 3.8\%$ y $78.3\pm 8.3\%$ respectivamente.

Palabras clave: Aguas residuales, Biorreactores con lecho sumergido, Efecto del papel higiénico,



Separación de sólidos.

EFFECT OF SUSPENDED SOLIDS FROM DISINTEGRATED TOILET PAPER IN WASTEWATERS ON THE BEHAVIOR OF BIOREACTORS WITH IMMOBILIZED BIOMASS

ABSTRACT

Toilet paper is discharged together with the waste water in the tourist complexes. The disintegration of the paper causes formation of high quantity suspended solids which effect on the performance of aerobic submerged packed bed bioreactors with immobilized biomass was assessed in this study. Solids removal by coagulation-flocculation- sedimentation (CFS) was evaluated as a previous treatment. Two bioreactors had been used; each one had 109 L total volume, divided in three zones: central zone where the packing material was placed, periphery zone for settling and conic bottom for sludge accumulation. CFS system was installed before the first bioreactor and the other one was fed directly with raw water. The packing bed was made up of low-density polyethylene tape, cut in pieces, which are held perpendicularly to a stainless steel vertical shaft. The obtained results indicated that the TSS in the wastewater, of 2,000-15,000 mg L⁻¹, caused clogging problems in the packed bed, deteriorated gradually the degradation process, inhibited the nitrification process and caused finally the process collapse. Therefore the solids must be removed from the water before the biological treatment and the CFS evaluation indicated that this process can be successfully used for this purpose. Suspended solids of 328±244 mg L⁻¹ did not impair the performance of the bioreactor; high organic matter and total Kjeldahl nitrogen removals were obtained, 95.6±3.8% and 78.3±8.3% respectively, applying organic load of 1.8 gDQO·m⁻²·d⁻¹ and hydraulic residence time of 33 h.

KeyWords: Separation of solids, Submerged packed bed bioreactors, Toilet paper, Wastewater.

1 Introducción

En los centros turísticos y comerciales el papel higiénico frecuentemente se arroja a los inodoros, lo cual



provoca problemas en los sistemas de tratamiento de las aguas residuales, debido a la gran cantidad de sólidos suspendidos que se forma en la desintegración física del papel higiénico, tanto en el alcantarillado, como en los tanques de homogeneización y de sedimentación del agua. Son muy pocas las plantas que utilizan tamices finos que pudieran remover los sólidos suspendidos de las descomposición del papel higiénico los cuales son básicamente fibras y partículas celulósicas, por otro lado las plantas que los han implementado reportan problemas frecuentes de taponamiento.

Una alternativa del cribado es mejorar la separación de los estos sólidos mediante coagulación-floculación-sedimentación. Para el tratamiento biológico de las aguas residuales se utilizan sistemas con biomasa suspendida o inmovilizada. El proceso de lodos activados ha sido bien estudiado, se han desarrollado modelos matemáticos para su descripción y tiene una aplicación amplia en el tratamiento de aguas residuales (Henze *et al.*, 2000). Los procesos de tratamiento biológicos con biomasa inmovilizada han sido también extensamente utilizados (Schlegel y Koeser, 2007).

Actualmente hay un gran enfoque hacia el aumento de la sostenibilidad de los procesos biológicos, disminuyendo costos y consumo de energía, implementando recuperación de materiales valiosos (Sutton *et al.*, 2011; Hofman *et al.*, 2011; Verstraete *et al.*, 2009). En este contexto cabe mencionar que la degradación de fibras de celulosa en los procesos biológicos utilizados para el tratamiento de aguas residuales ha recibido poca atención. Están disponibles sólo unos pocos estudios relacionados con la conversión de la celulosa en las aguas residuales (Verachtert *et al.*, 1982; Edberg y Hofsten, 1975). La celulosa necesita hidrolizarse antes de ser metabolizada por las bacterias y su hidrólisis biológica depende del tiempo de retención de los sólidos en los biorreactores entre otros factores.

Se necesita estudiar tanto el efecto de la presencia de las fibras de celulosa en las aguas residuales sobre el desempeño de los sistemas de tratamiento biológico, como el efecto de su degradación sobre la demanda de oxígeno y la remoción de nutrientes. El objetivo de este estudio fue determinar el efecto de los sólidos suspendidos provenientes de la desintegración del papel higiénico en las aguas residuales generadas en complejos turísticos sobre el desempeño de reactores aerobios con biomasa inmovilizada y lecho sumergido, así como determinar los mejores reactivos químicos y sus dosis para el tratamiento del agua residual mediante coagulación-floculación-sedimentación antes del reactor biológico.



2 Métodos

Caracterización del agua residual

Para la realización de este estudio se utilizaron aguas residuales de un complejo turístico grande en México que abarca hoteles, restaurantes y centros comerciales. El complejo tiene una planta de tratamiento de aguas residuales. Las aguas residuales pasan por rejillas gruesas y finas y se reciben en un tanque de homogeneización con un tiempo de residencia hidráulica de 10 h, después el agua ingresa directamente a un sistema de lodos activados, subsecuentemente se desinfecta y descarga. El agua para este estudio se obtenía desde la salida del tanque de homogeneización y para su caracterización se analizaron 52 muestras, tomadas dos veces por semana durante más de seis meses. Se determinaron los siguientes parámetros: SST, SSV, DQO, N-NH₄, NTK, PT, turbiedad, color y alcalinidad.

Sistema experimental

La evaluación del proceso de tratamiento de las aguas residuales objeto de este estudio se realizó en una instalación experimental que se presenta esquemáticamente en la Figura 1. Como se puede observar se plantearon dos opciones de tratamiento. Para la primera opción se estructuró un tren de tratamiento constituido por un sistema de coagulación-floculación-sedimentación (CFS), seguido por un biorreactor con biomasa inmovilizada (R1). En la segunda opción se consideró sólo un biorreactor con biomasa inmovilizada (R2) idéntico al primero, sin pretratamiento alguno. Los dos biorreactores fueron de tipo aerobios con lecho sumergido y sedimentador integrado, el esquema de uno de ellos se presenta en la Figura 2. Los reactores son cilíndricos y tienen tres zonas: una interna donde se instala el empaque, otra periférica donde sedimentan las partículas y fondo cónico donde se acumula el lodo. El volumen total del reactor es de 109 L y de la zona central empacada es de 40 L.

El empaque está elaborado de cinta de polietileno insertada sobre un eje vertical. La porosidad, el área específica y el volumen de los espacios vacíos del empaque son de 99.3%, 1,098 m² m⁻³ y 1.16 mL g⁻¹ respectivamente. La cinta es de 3 cm de ancho, 0.85 mm de espesor, flexible y con una densidad de 0.97 t m⁻³. Las aguas (cruda y pre-tratada) se alimentan a los reactores de manera descendente por medio de bombas



peristálticas, el agua pasa a través de la zona empacada y el aire es suministrado a contracorriente por medio de un compresor y difusores de piedra porosa.

Procedimiento experimental

La primera etapa del estudio consistió en la realización de pruebas en jarras en laboratorio, utilizando diferentes coagulantes y floculantes: $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, policloruro de Al (PAX-16), policloruro silicato de Al (PAX-XL260), policloruro silicato de Al (PAX-XL268), polihidroxocloruro de Al (PAX-XL19), sulfato férrico (Ferrix-3), cloruro férrico (PIX-111), sulfato férrico (PIX-145), polímero aniónico de peso molecular muy alto (OPTIFLOC-A 1638), polímero catiónico de peso molecular mediano (OPTIFLOC- C 1008). Los coagulantes y floculantes se adicionaban de manera individual y combinada en diferentes dosis, para seleccionar los mejores productos químicos y sus dosis. Las condiciones de la mezcla rápida fueron: velocidad de rotación de las paletas de 300 rpm y duración del mezclado de 0.25 min. Para la mezcla lenta fueron: velocidad de rotación de las paletas de 40 rpm y duración del mezclado de 30 min. Terminado el mezclado se paraba la agitación y los flóculos formados sedimentaban durante 30 min.

Con base en los resultados obtenidos en las pruebas preliminares se seleccionaron reactivos químicos y dosis con los cuales se operó el sistema de coagulación-floculación-sedimentación antes del biorreactor R1 durante todo el período

experimental. La biomasa inmovilizada en los dos reactores se desarrolló antes de empezar la evaluación con el agua residual del complejo turístico, alimentando los reactores con un agua residual doméstica (DQO de 400 mg/L, SST de 280 mg/L, N-NH₄ de 55 mg/L) durante 1.5 meses obteniendo una remoción de DQO y N-NH₄ de 95% y 99% respectivamente en ambos reactores. La evaluación del desempeño de los biorreactores con el agua residual problema del complejo turístico tuvo una duración de 90 d. Se aplicó una carga orgánica superficial de $1.4 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ durante 60 días y de $1.8 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ durante los últimos 30 días, lo cual se logró mediante la variación de los caudales en los dos sistemas de tratamiento dependiendo de la DQO del afluente.

El seguimiento de los procesos de tratamiento en la instalación experimental se realizó con los siguientes parámetros: SST, SSV, DQO, alcalinidad, N-NH₄, NTK, N-NO₂, N-NO₃. Los análisis se realizaron de acuerdo al Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Los parámetros se

determinaron en cuatro puntos de muestreo: agua del tanque de agua cruda (afluente para los dos trenes de tratamiento), efluente de coagulación-floculación-sedimentación (CFS), efluente de R1, efluente de R2. La frecuencia de muestreo fue de 2 veces por semana. En los dos reactores se midieron diariamente: OD, pH y temperatura.

3 Resultados y Discusión

Características físico-químicas del agua residual

Los valores promedio de los parámetros físico-químicos determinados en el agua residual en estudio se presentan en la Tabla 1. Las concentraciones de los SST, SSV, DQO y NTK son extremadamente altas y presentan una variación muy grande, a pesar de que el agua residual caracterizada es efluente del tanque de homogeneización. Fue alta la turbiedad y el color del agua el cual fue negro con opalescencia amarilla. El pH fue ligeramente ácido, lo cual se puede atribuir a la fermentación de la materia orgánica que puede tener lugar en el tanque de homogeneización debido al alto tiempo de residencia del agua en condiciones sépticas.

Tab. 1 Técnicas analíticas utilizadas

Parámetros	Valor	Unidad
pH	6.15±0.84	-
SST	4,498±3,988	mg/L
SSV	3,568±3,895	mg/L
DQO	5,944±3,694	mg/L
N-NH ₄	119±65	mg/L
NTK	158±59	mg/L



PT	21±9	mg/L
Turbiedad	2,938±1,428	UTN
Color	17,980±8,654	UC
Alcalinidad	349±102	mg CaCO ₃ /L

Pruebas preliminares de coagulación-floculación-sedimentación

Las pruebas en jarras indicaron que las combinaciones del sulfato de aluminio con el polímero aniónico OPTIFLOC A-1638 y del polialuminato PAX-XL19 con el OPTIFLOC A-1638 permitieron obtener las mayores remociones de SST (mayores de 99%). Las dosis dependían de la concentración de los SST en el agua y variaban entre 150 y 250 mg L⁻¹ para el coagulante y entre 3 y 5 mg L⁻¹ para el floculante. La combinación con PAX-XL19 permitió obtener remociones en un 0.5% mayores solo cuando los SST en el agua tenían concentraciones hasta 2,000 mg L⁻¹. El desempeño de la combinación con sulfato de aluminio dio los mejores resultados a concentraciones de SST mayores de 2,000 mg SST L⁻¹, por lo cual el sistema de coagulación-floculación-sedimentación antes del reactor R1 se operó con sulfato de aluminio y OPTIFLOC A-1638 durante todo el periodo experimental.

Desempeño de los biorreactores

En la Figura 3 se presentan los resultados del seguimiento del proceso de tratamiento en los dos biorreactores. En la Figura 3a se observan los valores de la DQO en el afluente al R1 (DQOi-R1) que es efluente del proceso CFS, en el afluente al R2 (DQOi-R2) que es el agua cruda, en el efluente de R1 (DQOe-R1) y de R2 (DQOe-R2). Se observa la alta variación de la DQO en el agua cruda desde 1,359 hasta 13,113 mg L⁻¹ durante el período de evaluación, con un promedio de 6,671±3,816 mg L⁻¹. Los valores de DQO en el agua tratada mediante la coagulación-floculación-sedimentación variaron desde 738 hasta 4,798 mg/L, con un promedio de 1,858±1,335 mg L⁻¹. La remoción promedio de DQO obtenida en el tratamiento CFS fue de 66.8±22.8%. En el reactor R1 se calculó una remoción promedio de DQO de 95.6±3.8%, obteniéndose en el

efluente valores de DQO entre 1 hasta 131 mg/L, con un promedio de 53 ± 33 mg/L. El aumento de la carga orgánica, practicado en el día 62 desde el inicio de la evaluación, no afectó la eficiencia del proceso en R1, la remoción se conservó alta (de 97-99%) durante los siguientes 30 días del experimento. La DQO en el efluente del reactor R2 (sin pretratamiento) aumentó paulatinamente en el transcurso de la evaluación hasta que el sistema colapsó después del día 71 y no se recuperó hasta el final del experimento de 90 días de duración. La remoción promedio de DQO en la opción de tratamiento 1 (CFS+R1) fue de $98.6 \pm 1.4\%$, mientras que en la opción 2 (solo R2) fue de solo $58.7 \pm 54.9\%$. Para mantener constante la carga orgánica en los reactores se variaba el caudal y de allí el tiempo de residencia hidráulica (TRH). Durante todo el período experimental los TRH en el reactor R1 variaron entre 14 y 64 h, con un promedio de 33 ± 17 h. El TRH en R2 fue en promedio de 85 ± 66 h, es decir 2.6 veces mayor que en R1 y a pesar de esto el proceso de tratamiento fracasó.

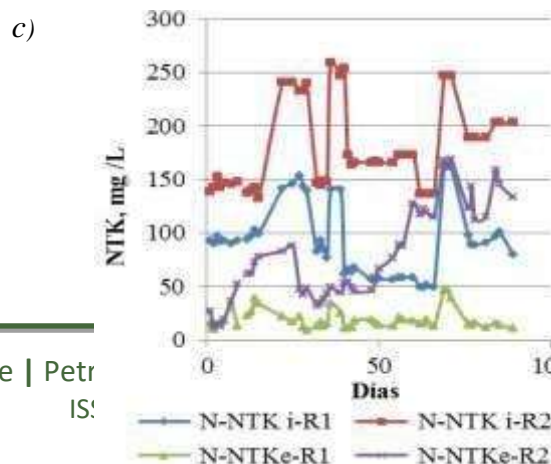
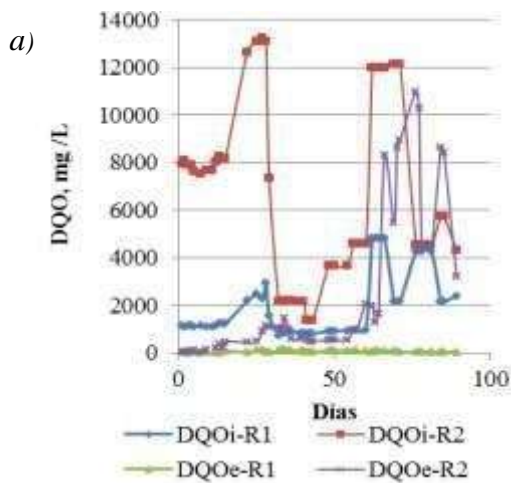


Fig. 3 Seguimiento del proceso en los dos biorreactores mediante los parámetros DQO, SST y NTK.

La Figura 3b presenta la variación de los SST en los afluentes y efluentes de los reactores R1 y R2. Se observa la alta variación de las concentraciones de los SST en el agua cruda, desde 2,120 hasta 15,060 mg L⁻¹ durante el período de evaluación, con un promedio de 5,495 mg L⁻¹. Los SST en el agua tratada mediante CFS fueron de 328±244 mg L⁻¹, es decir la CFS presenta una remoción promedio de SST de 92.8±4.0 % y disminuye sustancialmente la carga de sólidos sobre el reactor biológico. La relación SSV/SST en el agua residual cruda fue en promedio de 0.89, es decir el 89% de los SST en el agua residual cruda es de origen orgánico. En el agua después de CFS la relación SSV/SST fue de 0.83. Los SST en el efluente del R1 fueron de 25±14 mg L⁻¹, sin embargo en el efluente del R2 los SST variaron desde 24 mg L⁻¹ al inicio del experimento, hasta 9,940 mg L⁻¹ cuando el lecho se saturó de sólidos. La remoción promedio de SST en R1 se calculó de 89.1±9.2%, en cambio, la remoción en R2 fue alta solo durante los primeros 20 días de operación, después de lo cual la remoción disminuyó paulatinamente hasta que el medio se saturó de sólidos y empezó a soltar periódicamente grandes cantidades de sólidos que no se podían retener en la zona de sedimentación en el reactor y se arrastraban con el efluente. Esta acumulación de sólidos en el lecho provocó el colapso del proceso de tratamiento en R2 después de 71 días de operación.

La Figura 3c presenta la variación de las concentraciones del NTK en los afluentes y efluentes de los reactores R1 y R2. Se observa que el NTK en el agua residual cruda varió desde 132 hasta 259 mg L⁻¹, con un promedio de 180±41 mg L⁻¹. Estas concentraciones son mucho más altas que las típicas en aguas residuales domésticas (20-70 mg L⁻¹). Las concentraciones del NTK en el agua tratada mediante CFS fueron de 93±34 mg/L, la remoción obtenida de 48.4±13.7% se puede atribuir básicamente a la remoción del Norg por adsorción a los flóculos formados en el tratamiento que se remueven por sedimentación, pero también a desorción del amoníaco. Las concentraciones del NTK en el efluente del R1 fueron en promedio de 19±9 mg



L^{-1} , calculándose una remoción promedio de $78.3 \pm 8.3\%$. Las concentraciones del NTK en el efluente del R2 variaron desde 12 hasta 169 mg L^{-1} , con un promedio de $78 \pm 45 \text{ mg L}^{-1}$. En este reactor se observó un incremento de las concentraciones de NTK en el efluente a partir del día 32 y hasta el final del experimento.

Esto significa que la acumulación de sólidos en el lecho y su desprendimiento y expulsión del lecho de manera frecuente afectó la remoción del NTK. En el reactor R1 hubo formación de nitritos y nitratos desde el inicio de la evaluación. El promedio de los nitritos en el efluente fue de $1.1 \pm 1.1 \text{ mg L}^{-1}$ y de los nitratos de $1.9 \pm 2.4 \text{ mg L}^{-1}$. El contenido de nitritos y nitratos en el efluente del R2 fue menor, con promedios de nitritos de $0.2 \pm 0.3 \text{ mg L}^{-1}$ y de nitratos de $0.3 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$, lo cual indica que en el R2 no se pudo desarrollar el proceso de nitrificación del $N-NH_4$.

Conclusiones

La desintegración física del papel higiénico en las aguas residuales provenientes de complejos turísticos, donde el papel se arroja a los inodoros, provoca la formación de una gran cantidad de sólidos suspendidos, en el intervalo de $2,000-15,000 \text{ mg SST L}^{-1}$. Estos sólidos deben de ser removidos antes del tratamiento biológico mediante reactores aerobios con biomasa inmovilizada y lecho sumergido ya que provocan problemas de colmatación del lecho, deterioran paulatinamente el proceso de degradación, inhiben el proceso de nitrificación y provocan el colapso del proceso en unos 2-3 meses de operación. Concentraciones de sólidos suspendidos de $328 \pm 244 \text{ mg L}^{-1}$ no perjudican el desempeño de reactores aerobios con biomasa inmovilizada y lecho sumergido que operados con una carga orgánica de $1.8 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ y tiempo de residencia hidráulica de 33 h, pueden remover simultáneamente materia orgánica y nitrógeno total Kjeldahl, de $95.6 \pm 3.8\%$ y $78.3 \pm 8.3\%$ respectivamente. Para la remoción de los sólidos suspendidos se puede utilizar el proceso de coagulación-floculación-sedimentación adicionando sulfato de aluminio y polímero aniónico en dosis de $150-250 \text{ mg L}^{-1}$ y $3-5 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente.

Referencias

APHA, AWWA y WEF (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., USA, 1325 pp.



Edberg, N., Hofsten, B. (1975). Cellulose degradation in wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47 (5), 1011-1020.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M. (2000). *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3*, IWA scientific and technical report no. 9. IWA Publishing, London, UK, 287 pp.

Hofman, J., Hofman-Caris, R., Nederlof, M., Frijns, J., Van Loosdrecht, M. (2011). Water and energy as inseparable twins for sustainable solutions. *Water Science and Technology*, 63(1), 88-92.

Sutton, P.M., Melcer, H., Schraa, O.J., Togna, A.P. (2011). Treating municipal wastewater with the goal of resource recovery. *Water Science and Technology*, 63 (1), 25-31.

Schlegel, S., Koeser, H. (2007). Wastewater treatment with submerged fixed bed biofilm reactor systems – design rules, operating experiences and ongoing developments. *Water Science and Technology*, **55** (8-9), 83-89.

Verachtert, H., Ramasamy, K., Meyers, M., Bever, J. (1982). Investigations on cellulose degradation in activated sludge plants. *Journal of Applied Bacteriology*, 52, 185-190.

Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V.,(2009). Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresource Technology*, 100 (23), 5537-5545.