

DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN DE UN SISTEMA CON BIOPELÍCULAS PARA EL TRATAMIENTO Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Germán Cuevas Rodríguez

Universidad de Guanajuato. Guanajuato, Gto, México.

E-mail: germa28@quijote.ugto.mx

Ignacio Tejero Monzón

Universidad de Cantabria. Santander, España.

E-mail: tejeroi@unican.es

RESUMEN

Esta investigación comprende un estudio de tratamiento de aguas residuales municipales donde se combinan sistemas biomasa adherida y filtración con membranas. Se pensó en esta combinación de tecnologías, ya que permiten diseñar sistemas compactos con alta capacidad para eliminar contaminantes orgánicos, inorgánicos, microbiológicos, baja producción de lodos y alta calidad del efluente. El objetivo general de la investigación fue desarrollar y evaluar un nuevo proceso para el tratamiento de aguas residuales utilizando un sistema de reactores mixto con biopelículas y membranas de microfiltración. La investigación se realizó en una planta piloto compuesta por dos reactores biológicos con biopelículas y membranas de filtración, un fermentador anaerobio con lecho sumergido fijo (RPLSF) y un reactor biopelícula con lecho sumergido fijo y módulo sumergido con membranas de microfiltración (RALSfYMM®). El sistema se alimentó con agua residual urbana generada por la población de Santander, España. Los principales resultados obtenidos muestran que la unidad de prefermentación se llevó a cabo la reducción y solubilización de materia orgánica en un 22 y 46 % respectivamente, aplicando un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 0.5 horas. En el reactor aerobio con membranas, la eliminación de demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y demanda química de oxígeno (DQO) fueron del 96 y 99 % respectivamente, con una producción específica de lodos prácticamente de cero. La eliminación de nitrógeno total (NT) fue del 68 % con una eliminación de nitrógeno total Kjendahl (NTK) del 98 % y una nitrificación completa. La principal conclusión del proyecto fue que diseñando un sistema con dos reactores, un fermentador utilizado como pretratamiento y un reactor con biopelículas y membranas de microfiltración, es posible llevar a cabo de manera eficiente el tratamiento de las aguas residuales domésticas.

Palabras claves: aguas residuales, membranas, biopelícula, prefermentación, reuso

ABSTRACT

This investigation includes a study of municipal wastewater treatment with biological systems and filtration with membranes. One thought about this combination of technologies, since they allow designing compact systems with high capacity to eliminate organic polluting agents, inorganic, microbiological and with low production of sludge. The objective general of the investigation was to develop a compact system for the wastewater treatment using a mixed system of reactors with biofilms and microfiltration membranes. The investigation was made in a plant pilot composed by two biological reactors, an anaerobic prefermentation with submerged bed fixed (RPLSF) and a bofilm reactor of bed submerged fixed with a module with microfiltration membranes (RALSfYMM®). The system was fed with urban wastewater generated by the population of Santander, Spain. The main obtained

results show that the prefermentation unit was carried out respectively to carry out the reduction and solubilization of organic matter in 22 and 46 %, applying a hydraulic retention time (HRT) of 0.5 hours. In the aerobic reactor with membranes, elimination of biochemical oxygen demand (BOD₅) and chemical oxygen demand (COD) were of 96 and 99 % respectively, with null production of sludge. The total nitrogen elimination was of 68 % with elimination of total nitrogen (TKN) of 98 % and complete nitrification. The main conclusion of the project was that designing a system with two reactors, a fermenter used like pre-treatment and a reactor with biofilms and membranes of microfiltration, it is possible to carry out of efficient way the treatment of domestic wastewater.

Keywords: wastewater, membranes, biofilm, prefermentation, reuse

1. INTRODUCCION

Actualmente, existe en el mercado una serie de tecnologías para llevar a cabo el tratamiento de las aguas residuales que involucran en su proceso tratamientos físicos, químicos ó biológicos y en algunos casos la combinación de algunos de ellos. Como ejemplo de estos procesos se pueden mencionar: filtración, decantación, coagulación-floculación, ozonación, lodos activados, filtros biológicos, biodiscos, reactores anaerobios, reactores biológicos de lecho móvil, reactores biológicos de membranas, etc. todos estos sistemas tienen sus ventajas y sus inconvenientes pero todos cumplen en menor o mayor grado con el objeto de eliminar los contaminantes presentes en las aguas residuales.

La búsqueda de nuevos procesos sencillos y económicos que puedan ser aplicados en el tratamiento de aguas residuales con el objeto de obtener efluentes que cumplan con la normativa para ser reutilizados, está obligando a los grupos de investigación a buscar nuevas alternativas de tratamiento. Es por esta razón, que los nuevos diseños de plantas para tratamiento de aguas residuales apuntan hacia una combinación de procesos que permitan construir unidades compactas, modulares y de bajo consumo energético. Como ejemplo de estos sistemas se pueden mencionar a los reactores biológicos anaerobios con biomasa fija y los reactores biológicos de membranas (RBMs). Entre los primeros se pueden mencionar los prefermentadores, los cuales se utilizan como pretratamiento para llevar a cabo la hidrólisis y solubilidad de la materia orgánica (Pitman, *et al.*, 1992, Cuevas, *et al.*, 1998); mientras que los segundos, RBMs, pertenecen a una nueva generación de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales que permiten obtener efluentes con calidad para ser reutilizadas.

La prefermentación de aguas residuales y lodos primarios es una técnica anaerobia que se está aplicando con éxito en las plantas para tratamiento de aguas residuales, con el objeto de suministrar constantemente ácidos grasos volátiles (AGV) a los sistemas biológicos. Se ha comprobado que la presencia de este sustrato en el influente, favorece las rutas bioquímicas de acumulación de fósforo y la desnitrificación, logrando de esta manera una mayor tasa de eliminación de estos nutrientes, (Pitman *et al.*, 1983; Randall, 1994; Cuevas *et al.*, 1998). Otra gran ventaja que se obtiene si se utilizan estas unidades como pretratamiento, es la disminución de la cantidad de sólidos particulados que entran al sistema de tratamiento biológico, favoreciendo la eliminación de materia orgánica.

Los RBMs se definen como sistemas secundarios que combinan el proceso físico de la filtración (ultra y microfiltración) con los procesos biológicos. La eficiencia del proceso está en función de varios factores principales, concentración de la biomasa en el reactor, relación de transformación específica de los microorganismos, así como de la forma de operación (tipo de mezcla y retrolavado de las membranas). En los últimos años se han realizado investigaciones para conocer mejor este sistema que ha demostrado ser una tecnología económica y técnicamente viable para el tratamiento y reutilización de aguas residuales en grandes y medianos núcleos urbanos (Ishida, *et al.*, 1993; Churchouse, 1997; Judd, 1997; Côte, *et al.*, 1997; Ueda *et al.*, 1999; Husan y Coté, 1999; Rosenberger, *et al.*, 2002). Como resultado de estas investigaciones se ha visto que hay algunos problemas de operación como la disminución del flujo de filtrado (permeado) con el paso del tiempo, aumento de la pérdida de carga, lo cual frenado un poco expansión de esta tecnología dentro del campo del tratamiento de las aguas residuales. Estos problemas están relacionados directamente con las altas concentraciones

de sólidos que se manejan dentro RBMs, los cuales generan un taponamiento rápido de los poros de las membranas, así como el crecimiento de biopelículas "fouling" sobre su superficie, repercutiendo directamente estos dos fenómenos en el caudal filtrado e indirectamente en los costes de inversión y operación del sistema.

Son estas las razones por las que se ha pensado que una combinación de los procesos biopelícula y membranas de separación pueden jugar un papel clave dentro del desarrollo de tecnologías para la depuración y reutilización de las aguas residuales. En el presente trabajo de investigación se propone experimentar en un nuevo sistema compacto de tratamiento conformado por una unidad de prefermentación anaerobia con lecho sumergido fijo (RPLSF) y un reactor biopelícula de lecho fijo con un módulo sumergido de membranas de microfiltración (RALSFyMM®). En la primera unidad se llevaría a cabo la sedimentación, solubilización y prefermentación del agua residual y en el segundo la depuración y filtración del agua prefermentada. En éste último, la mayor parte de la biomasa estaría sobre el medio de soporte, dejando el licor mezcla que rodea a las membranas con una concentración de sólidos biológicos más baja. Esto permitiría disminuir los problemas de taponamiento y crecimiento del "biofouling" sobre las membranas (disminución de la resistencia) incrementando la turbulencia dentro del reactor y al mismo tiempo, se lograría un incremento en la eliminación de nutrientes por el crecimiento de microorganismos de lento crecimiento (bacterias nitrificantes). De esta manera se podrían obtener efluentes con calidad para ser descargados directamente a los cuerpos receptores sin impactarlos o reutilizarlos en los diferentes sectores productivos que demandan este recurso (urbano, agrícola, comercial e industrial).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 DESCRIPCIÓN GENERAL DEL SISTEMA

La investigación se realizó en una planta piloto compuesta por dos reactores. Un prefermentador anaerobio de lecho sumergido fijo (RPLSF) y un reactor aerobio de lecho sumergido fijo y membranas de microfiltración (RALSFyMM®). El esquema general del arreglo de las unidades se muestra en la figura 1. La planta piloto se instaló en la estación de bombeo de aguas residuales de la ciudad de Santander, España (250,000 habitantes, aproximadamente), de este mismo sitio se tomó el agua residual que se alimentó a los reactores. Las características de las aguas residuales crudas utilizadas durante la experimentación se presentan en la tabla 1.

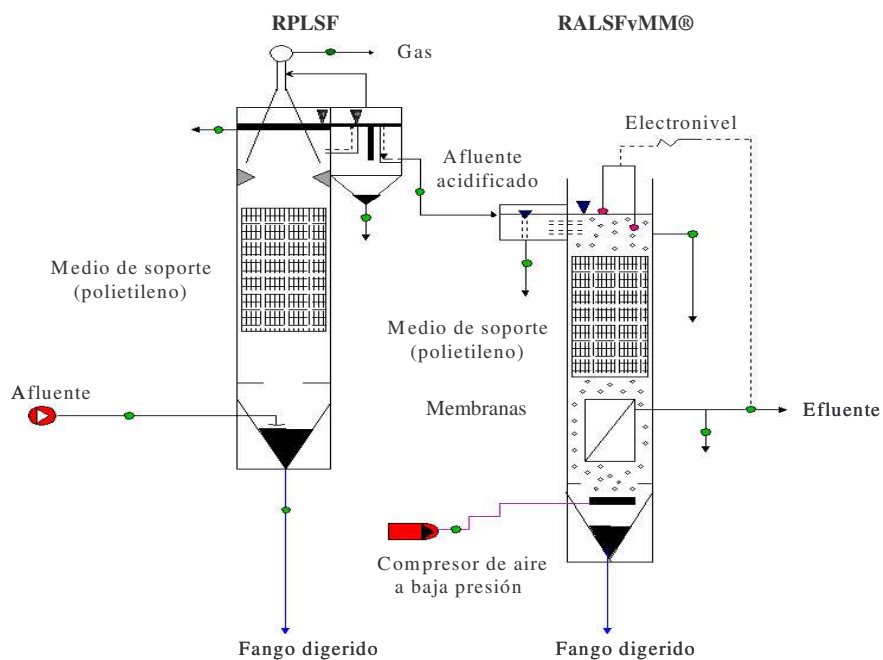


Figura 1. Diagrama del sistema de tratamiento utilizado.

REACTOR PREFERMENTADOR ANAEROBIO DE LECHO SUMERGIDO FIJO (RPLSF).

La unidad experimental fue un reactor biopelícula de lecho sumergido fijo, empacado con rejillas de polipropileno de baja densidad, BLASF®, diseñadas y patentadas por el Grupo Biopelícula de la Universidad de Cantabria. Un total de 35 rejillas fueron utilizadas para rellenar el reactor. El área superficial de este medio de soporte fue de 119.3 m²/m³. El volumen neto de reactor fue de 43.3 L. La alimentación del agua cruda se realizó por la parte inferior de reactor con una bomba peristáltica. De esta forma, se logró una dirección de flujo ascendente, con el objeto de favorecer la retención de los sólidos suspendidos en la tolva ubicada en la parte inferior del reactor. Los sólidos biológicos arrastrados por el efluente prefermentado fueron eliminados en el sedimentador secundario integrado al sistema. Los gases producidos fueron recolectados en una campana colocada en la parte superior y de allí conducidos al exterior.

Tabla 1. Características de agua residual cruda

Parámetro	Unidad	Valor máximo	Valor mínimo	Valor medio	Desviación estándar	Número de muestras
DQO _{total}	mg/L	1413	78	385	± 229	119
DQO _{particulada}	mg/L	1245	30	277	± 208	119
DQO _{soluble}	mg/L	240	21	108	± 42	119
SST	mg/L	1151	14	202	± 187	116
SSV	mg/L	866	10	158	± 143	116
NTK	mg/L	67.2	5.6	29.2	± 12	66
N-NH ₄ ⁺	mg/L	42	2	21.4	± 8	66
N-orgánico	mg/L	38.5	1.4	6.3	± 8	66
N-NO ₃ ⁻	mg/L	7.4	0.1	2.3	± 1.5	75
N-NO ₂ ⁻	ug/L	114	¹ 0.0	0.034	± 13.2	75
N-total	mg/L	7.0	3.1	31.1	± 12.7	66
P-PO ₄ ⁼	mg/L	25.9	0.4	14.3	± 4.5	80
pH	unidades	550	110	266	± 71	118
Temperatura	°C	24	6	15	± 4	118

REACTOR AEROBIO DE LECHO SUMERGIDO FIJO Y MEMBRANAS DE MICROFILTRACIÓN (RALSfYMM®).

El reactor biológico estuvo constituido por 4 partes principales: medio soporte, módulo con membranas, sistema de aireación y tolva de almacenamiento de lodos. El volumen total del reactor fue de 70 litros. El material de soporte para la fijación de la biopelícula fue BLASF®, 46 rejillas con dimensiones de paso de cuadrícula de 10 mm se emplearon para rellenar el reactor. La superficie específica total fue de 2.8 m² (119.31 m²/m³). Las membranas utilizadas fueron MicroPes® con las siguientes características: polietersulfona, fibra hueca, hidrofílicas y de microfiltración con un tamaño de poro ≤ 0,6µm. El módulo estaba formado por tres paneles construidos de PVC de alta densidad (figura 3). La superficie específica total del módulo fue de 0.76 m². Los módulos además de sostener las membranas en el interior del reactor recogen el permeado. Por debajo del módulo de membranas se instaló el difusor de aire de burbuja fina. Para prevenir y eliminar el crecimiento de biopelícula, así como el depósito de sólidos en los poros y sobre la superficie de la membrana se realizaron dos tipos de lavado, con aire y limpieza manual. El retrolavado con aire se realizó diariamente, con un periodo de duración de 1-2 minutos. El aire se introdujo a una presión entre 3-4 bares en dirección interior-exterior. La limpieza manual se realizó después de 50 días de operación continua.

¹ Concentraciones detectadas por abajo del límite de detección del método.

CONDICIONES DE OPERACIÓN.

El sistema se puso en marcha alimentado agua residual cruda al RPLSF y posteriormente esta agua pasó al RALSfYMM®. Las condiciones de operación aplicadas en los reactores se muestran en la tabla 2 y 3. Durante el periodo de experimentación no existió una purga de lodos en los sistemas, por lo que el tiempo de retención de los sólidos (TRS) manejado en ambos sistemas fue de 100 días.

Tabla 2: Condiciones de operación manejadas en el RPLSF

Días de operación	Caudal (L/h)	Carga Orgánica (CO) (kg DQO/m ³ ·d)	Volumen (L)	Velocidad (m/h)	TRH (h)
100	86.6	18.5	43.3	2.2	0.5

Tabla 3: Condiciones de operación manejadas en RALSfYMM®

Parámetros	Unidades	Valor
Tiempo de retención de los sólidos (TRS)	días	100
Tiempo de retención hidráulico (TRH)	h	1.3 - 27
Presión transmembrana	bar	0.10
Caudal filtrado (Permeado)	L/m ² ·h	10.3 - 34
Permeabilidad específica	L/m ² ·h·Bar	103 - 34
Carga orgánica (CO)	kgDQO _{Total} /m ³ ·día	0.21 - 1.13
Caudal de aire alimentado	m ³ /h	6
Superficie de membrana	m ²	0.76
Superficie del medio de soporte	m ²	2.8

ANÁLISIS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS.

Los análisis se realizaron por los métodos descritos en el Standard Methods (APHA, 1995). Los parámetros analizados fueron: pH, temperatura, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), DQO total y soluble, DBO, turbidez, nitrógeno total kjeldhal (NTK), nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico PO₄-P. Los ácidos grasos volátiles (AGV) se cuantificaron por cromatografía de gases (Perkin Elmer Autosystem XL), empleando una columna Nukol (30 m x 0.25 mm ID, 0.25 µm) y un detector FID, su concentración fue expresada como DQO, multiplicando la concentración de cada ácido por su respectiva DQO equivalente (Alexioux, *et. al.* 1994), este parámetro solo se midió en el prefermentador. Las muestras que se tomaron en ambos reactores fueron compuestas, con intervalos de 1 hora durante un periodo de 24 horas.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La experimentación en los reactores se realizó durante 100 días. Durante este tiempo se alimentó el sistema de forma continua con agua residual cruda.

3.1 REACTOR ANAEROBIO PREFERMENTADOR CON LECHO SUMERGIDO FIJO (RPLSF)

3.1.1 SÓLIDOS SUSPENDIDOS

En la tabla 4 se muestran las concentraciones medias de SST y SSV detectados en el afluente y efluente durante la etapa experimental, así como el porcentaje de eliminación. Durante la investigación se pudo observar que la concentración de sólidos en el influente alimentado al prefermentador fue muy variable, la concentración media de SST detectada fue de 202 mg/L y 158 mg/L de SSV. Estas variaciones son comunes en los efluentes de aguas residuales crudas, pero en este caso particular, también hay que añadir la lluvia y las obras civiles realizadas en los

sistemas de drenaje. Durante la investigación, el porcentaje de eliminación de SST fue de 61 %. Este porcentaje, es ligeramente superior al alcanzado en sedimentadores primarios convencionales. Porcentajes similares de eliminación han reportado Gonçalves, *et al.*, (1994), Danesh y Oleszkiewicz, (1996) y Castillo *et al.*, (1998) durante la prefermentación de aguas residuales crudas.

Tabla 4. Concentración promedio de sólidos en el RPLSF

TRH	Velocidad	SST			SSV		
		mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%
h	m/h	influyente	efluente	eliminación	afluente	efluente	eliminación
0.5	2.2	202	70	65	158	61	61

3.1.2 DQO (SOLUBILIDAD Y ELIMINACIÓN)

Las concentraciones de compuestos solubles y particulados, medidos como DQO, en el afluente y efluente prefermentado, fueron muy variables durante toda la experimentación. En la tabla 5 se puede observar las concentraciones medias de materia orgánica determinadas como DQO detectadas en el influente y efluente durante el periodo experimental. Se puede observar que el porcentaje de eliminación de DQO_{Total} fue del 22 %, valor muy por debajo del porcentaje de eliminación de SST (> 50%). Al respecto, Gonçalves *et al.*, (1994), explica que esta diferencia entre el porcentaje de eliminación de DQO y SST en los fermentadores de aguas residuales, se debe a que una parte de los sólidos particulados cuantificados como SST presentes en el influente son solubilizados por grupos de bacterias hidrolíticas y fermentadoras presentes en el sistema, favoreciendo con esto la eliminación de sólidos particulados que entran al sistema.

Tabla 5. Concentración de material orgánica en el sistema

TRH	DQO _{Total}		DQO _{Soluble}		DQO _{Particulada}		Eliminación DQO _{Total}	Solubilidad
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		
h	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente	%	%
0.5	385	300	108	125	277	175	22	46

Por otro lado, la concentración de compuestos disueltos en el efluente, cuantificados como DQO soluble, incrementaron. Este aumento de la concentración de la DQO soluble en el efluente prefermentado se debe a la existencia de consorcios bacterianos que llevan a cabo la transformación de los compuestos particulados a compuestos solubles. La solubilidad alcanzada en el RPLSF fue del 46%, manejando un TRS de 100 días. Al respecto, Elefcsionistis y Oldham (1994), sostienen que la tasa de solubilidad es independiente del tiempo de retención de los sólidos (TRS), ya que en sus experimentos obtuvieron tasas de solubilidad muy parecida para TRS de 5, 10 y 15 días. Por lo que es posible que estas tasas de solubilidad estén en función de tipo de materia orgánica particulada que ingresa al sistema, así como el tipo y cantidad de microorganismos presentes en el medio.

3.1.2 PRODUCCIÓN DE AGV (ACIDIFICACIÓN)

El principal cambio que presentan las aguas residuales cuando se someten a un proceso de prefermentación, es un incremento en la concentración de AGV. En la experimentación se puede observar que la concentración de AGV en el agua residual utilizada como sustrato fue baja, detectándose una concentración media, medida como DQO,

de 5.3 mg DQO/L, sin embargo en el efluente esta concertación incrementó a 37 mg DQO/L. Las principales especies de AGV detectadas en el efluente fermentado fueron ácido acético, propiónico y butírico, principalmente. El resto, el cual no fue posible analizar, pero con base en literatura se puede decir que probablemente este estuvo constituido por otros compuestos orgánicos (por ejemplo, ácidos orgánicos, alcoholes, aldehídos y cetonas), los cuales están función de las características de los compuestos orgánicos contenidos en el agua residual cruda y de los microorganismos presentes en el sistema. Elefcsionistis y Oldham (1994), en su trabajo de fermentación anaerobia de lodos primario, detectaron que la DQO soluble en el efluente acidificado, estuvo constituida principalmente por AGV, etanol, ácido fórmico y ácido láctico. Esto confirma que además de ácidos existen otros compuestos los cuales se formarán en función del tipo de compuestos orgánicos presentes, de los parámetros fisicoquímicos presentes, así como del tipo de microorganismos presentes en la unidad de fermentación.

3.2 REACTOR BIOPELÍCULA DE LECHO FIJO CON UN MÓDULO SUMERGIDO DE MEMBRANAS DE MICROFILTRACIÓN (RALSfyMM®)

3.2.1 ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

3.2.1.1 DQO

La concentración media de DQO total y soluble detectada en el permeado del reactor durante la experimentación se encuentra representada en la tabla 3. Se puede observar que la concentración de ambos parámetros en el influente son muy diferentes, 340 mg/L y 114 mg/L en el efluente, sin embargo en el efluente estos valores son muy similares (21 y 19 mg/L respectivamente). Este comportamiento se puede explicar de la siguiente manera, el influente al ser un agua prefermentada es común que exista esta diferencia, al existir arrastre de sólidos hacen que incrementen los compuestos particulados que entran al sistema, provocando una diferencia muy marcada entre ambos parámetros. Sin embargo en el efluente, al existir un módulo con membranas de microfiltración todos los compuestos particulados que pudieran salir del sistema quedaron retenidos. En la figura 4 se muestra el perfil de DQO_{Total} durante el tiempo experimental. Los resultados muestran que existió mucha variación de las concentraciones en el influente (148 – 973 mg/L); mientras que en el permeado o efluente, las concentraciones fueron muy estables. Los porcentajes medios de eliminación en el sistema fueron de 94 % para DQO total y 86 % de DQO soluble. Estos porcentajes obtenidos son muy similares a los reportados en otras investigaciones realizadas en RBMs (Rosenberger, et al., 2002, Cote, et al., 1997; Churchose, 1997).

3.2.1.2 REMOCIÓN DE SÓLIDO (SST) Y TURBIDEZ

Las concentraciones de SST encontradas en el influente y efluente del sistema fueron diferentes. En el afluente, la concentración de SST estuvo variando constantemente mientras que en el efluente prácticamente se mantuvo constante (figura 5). La concentración en el influente se encontraron variaciones en un intervalo entre 144 y 530 mg/L sin embargo en el efluente, las concentraciones detectadas estuvieron entre 3 y 11 mg/L. Las variaciones en el influente se deben principalmente al arrastre de sólidos que se producen desde el pretratamiento, donde no existe un sistema para retener los flóculos de biopelículas que desprenden y que entran al biorreactor. Sin embargo en el efluente, esto no representó ningún problema ya que al existir el módulo de membranas todos los sólidos mayores a 0,6 μm quedaron retenidos en el sistema, favoreciendo con ello al mismo tiempo la eliminación de turbidez (97 % de eliminación, tabla 3). El porcentaje de eliminación de SST alcanzado en el biorreactor fue del 98 %. Comparando el porcentaje de eliminación obtenido en el RALSfyMM® con los que se obtienen en RBMs comerciales (Kubota, 99%, Zenon, 99%, Orelis, 96.5%) se puede observar que el porcentaje de eliminación fue muy similar.

Tabla 6: Concentraciones y masas medias detectadas en el RALSFyMM®

	DQO Total		DQO Soluble		SST		Turbidez	
	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(mg/L)	(g/d)	(NTU)
Influyente	340	34.1	114	11.8	258	144	13.9	228
Efluente	21	2.1	19	1.7	9.6	3	0.3	6
Remoción (%)	94		86		98		97	

3.2.1.3 ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

Las concentraciones medias detectadas de los compuestos de nitrógeno, así como los rendimientos de eliminación y las tasas de nitrificación se muestran en la tabla 4.

3.2.1.4 NITRÓGENO TOTAL KJENDAHL (NTK)

En la figura 6 se presentan las concentraciones de NTK en el influente y efluente del RALSFyMM®, se puede observar que en el afluente la concentración máxima detectada fue de 63 mg/L y una mínima de 17.5 mg/L, con una media de 32 mg/L. Esta concentración es inferior a la encontrada en aguas residuales crudas (50 mg/L, Metcalf & Eddy, 1991), esto se debe a que el agua residual alimentada fue prefermentada y cierta cantidad de nitrógeno fue consumido por los microorganismos en esa unidad. Sin embargo en el permeado, la concentración de NTK fue muy estable. La concentración media detectada fue de 2.4 mg/L. Esto indica que el sistema amortiguó muy bien los cambios de carga de nitrógeno. El porcentaje de eliminación de NTK alcanzado fue del 94%, cantidad que equivalió a 3 g/día.

3.2.1.5 AMONIO (N-NH₄⁺)

Para determinar la eliminación de amonio en el RALSFyMM®, se midieron las concentraciones en el afluente y efluente del reactor. En la figura 7 se observa que la concentración presentó mucha variación durante toda la experimentación. La concentración media en el afluente se mantuvo alrededor de 20 mgN-NH₄⁺/L con un valor máximo de 30 mgN-NH₄⁺/L y un mínimo de 4,4 mgN-NH₄⁺/L. En la fase de estabilización, la concentración de N-NH₄⁺ en el efluente fue la más alta de toda la experimentación (> 12 mgN-NH₄⁺/L), la cual disminuyó a medida que las poblaciones de bacterias nitrificantes se establecieron en el sistema (13 días, aproximadamente). A partir de este punto, la concentración en efluente depurado se mantuvo en valores cercanos a 1 mgN-NH₄⁺/L en todas las etapas posteriores. El mayor porcentaje de eliminación de amonio fue del 97%. Con este comportamiento se puede ver como la introducción del módulo de membranas en los reactores biológicos favoreció la eliminación de N-NH₄⁺ en el sistema.

3.2.1.6 NITRITOS (N-NO₂⁻) Y NITRATOS (N-NO₃⁻)

En la figura 8 se muestra el comportamiento de las concentraciones de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ en el afluente y efluente del RALSFyMM®. Se observa que las concentraciones de ambos compuestos en el efluente fueron muy bajas, esto es muy común en el agua residual bruta. Sin embargo en el efluente, la concentración de N-NO₂⁻ incrementó ligeramente (0.4 -2.3 mg/L), mientras que los N-NO₃⁻ presentaron un incremento muy pronunciado, detectándose en el efluente concentraciones entre 15 y 30 mg/L. Este comportamiento indica que casi durante toda la experimentación, el fenómeno de la nitrificación se llevó a cabo. Lo que indica que en todas las etapas el NTK presente en el afluente fue nitrificado prácticamente en su totalidad, a excepción de lo utilizado en la asimilación. Hay que destacar que el TRS manejado en el sistema (18 y 30 días) favoreció el establecimiento de bacterias nitrificantes, las cuales fueron las encargadas de llevar a cabo éstas transformaciones. Algunos investigadores han demostrado que en RBMs, la nitrificación completa se produce con TRS entre 5 y 75 días para CO entre 0.05 –

0.66 KgDBO/m³·d (Stephenson et al., 2000). En esta investigación, las CO aplicadas estuvieron dentro de este intervalo (0.21 - 1.13 kgDQO_{Total}/m³·d) y TRS de 100 días, favorecieron la presentación de este fenómeno.

Tabla 7: Rendimiento y eliminación de los compuestos de nitrógeno

	NTK		N-NH ₄ ⁺		N-NO ₂ ⁻		N-NO ₃ ⁻		Nitrógeno orgánico		Nitrógeno total	
	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)
Influyente	32	3.2	25	2.5	0	0	0	0	9	0.9	32	3.2
Efluente	2.4	0.2	2.1	0.2	0.6	.06	7.1	0.7	0.5	0.1	10.1	1.0
Remoción (%)	94		92		-		-		88		68	

4. CONCLUSIONES

Los resultados muestran que diseñando un sistema con dos reactores, un prefermentador que sirve como pretratamiento y un reactor con biopelículas y membranas de microfiltración, es posible llevar a cabo de manera eficiente el tratamiento de las aguas residuales.

Respecto al RPLSF se pudo concluir que es posible realizar con buena eficiencia la sedimentación, solubilidad y prefermentación de la material orgánica contenida en el agua residual en el reactor biopelícula de lecho sumergido fijo. En este tipo de reactor se llevó a cabo una eliminación de SST del 65% y un porcentaje de solubilidad media de DQO particulada del 46 % durante toda la experimentación.

Los resultados obtenidos durante la investigación en el RALSfYMM® muestra que es posible obtener un efluente con alta calidad. En este tipo de unidades se llevó a cabo una eliminación considerable materia orgánica (98 % de DQO total y 96% de DBO₅), materia nitrogenada y muy buena retención de sólidos. Estas características le confieren al efluente una alto potencial para ser reutilizado para diferentes usos.

5. REFERENCIAS

- Alexiou, I. E., Anderson, G. K. and Evison, L. M. (1994). Desing of pre-acidification reactors for the anaerobic treatment of industrial wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, **29**, (9), 223-259.
- APHA, AWWA y WPCT (1995) Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. *Diaz de Santos* (Ed.) España. Barcelona, Spain. 117-120.
- Bock, E., I. Schmidt, R. Stueven and D. Zart. (1995). Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiol.* 163:16-20.
- Castillo, C. P., González, R. G., Tejero, M. I., (1999). Prefermentación de aguas residuales urbanas empleando un reactor biopelícula de lecho sumergido. *Ingeniería del Agua*, **6**, 3, 259-268.
- Churchouse, S. (1997). Operating experiences with the Kubota submerged membrane activated sludge process. *Memories of 1st International Meeting on membrane bioreactors for wastewater treatment*. Canfield, UK, 1997.
- Côte, P., Buisson, H., Pound, C., Arakaki, G. (1997). Immersed Membranes Activated Sludge for the reuse of Municipal Wastewater. *Desalation*, 113, 1997: pp. 189-198.
- Cuevas, R. G., Barceló, G. O, González, M. S. (1998). Wastewater fermentation and nutrient removal in sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, (1), 255-264.
- Danesh, S., Oleszkiewics, J. A. (1996). Use of a new anaerobic-aerobic SBR system to enhance biological phosphorus removal. *First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology*. Munich, Alemania: 251-259.

- Datta, R. (1981). Acidogenic fermentation of cor stover. *Biotechnology and Bioengineering*, XXII, 61-77.
- Dawson, R. N., Jeyanayagam, S. S., Abraham, K., Wallis-Lage, C. L. (1994). The importance of primary sludge fermentation in the BNR process. *67th Annual Water Environment Federation Conference & Expositions*. Chicago, Illinois, U.S.A.: 607-618.
- Elefsiniotis, P. and Oldham, W. K., (1994). Anaerobic acidogenesis of primary sludge: the role of solids retention time. *Biotechnology and Bioengineering*, 44, 7-13.
- Goncalves, R. F., Charlier, A. C., Sammut, F. (1994). Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **30**, (6), 53-62.
- Houbron, E., Dumortier, R., Delgenes, J.P., (1999). Food solid waste solubilisation using methanogenic sludge an inoculo. *Proceeding of Anaerobic Digestion of Solid Waste II*.
- Iñaki Tejero Monzón y Germán Cuevas Rodríguez. (2002). Sistema mixto para la depuración biológica de aguas residuales combinado biopelículas y membranas de filtración. (Patente española en trámite, número de solicitud (P200201812).
- Metcalf & Eddy, (1991). "Wastewater Engineering", Mc Graw-Hill. Segunda Edición. Nueva York
- Mulder A., A. van de Graaf, L.A. Robertson and J.G. Kuenen. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.* 16:177-184.
- Münch, v. E. and Koch, F.A., (1999). A survey of prefermenter desing, operational and performance in Australia and Canada. *Wat. Sci. Tech.*, **39**, (6), 105-112.
- Pitman, R. A., Wester, S. L. Nicholls, H. A. (1983). Practical experience with biological phosphorus removal plant in Johannesburg. *Wat. Sci. Tech.*, **15**: 223-259.
- Pitman, R. A., Lötter, L.H., Alexander, W.V., Deacon, S. L., (1992). Fermentation of raw sludge elutriation of resultant fatty acids to ptomote excess biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, **25** (4/5): 185-194.
- Randall, C. W. (1994). Why use fermentation?, Use of fermentation to enhance biological nutrient removal. *67th Annual Water Environment Federation Conference & Expositions*, Chicago , Illinois, U.S.A.: 1-11.
- Robertson and J.G. Kuenen. (1995). Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:1246-1251.
- Rosenberger, S., Krüger, U., Witzing, R., Manz, W., Szewzyk, U., Kraume, M. (2002). Performance of a Bioreactor with Submerged Membranes for Aerobic Treatment of Municipal Waste Water. *Water Res.*, 36, 2002: pp. 413-420.
- Skalsky, S. D., Daigger, T. S. (1995). Wastewater solids fermentation for volatile acid production and enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Environ. Res.* , **67**, 2 , 230-237.
- Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., Brindle, K. (2000). Membranes bioreactor for wastewater treatment. London: IWA, 2000.
- Winkler, M (1986). Tratamiento biológico de aguas residuales. 1ª. Edición. Ed. LIMUSA, México.

Autorización y Renuncia

Los autores autorizan a LACCEI para publicar el escrito en los procedimientos de la conferencia. LACCEI o los editors no son responsables ni por el contenido ni por las implicaciones de lo que esta expresado en el escrito

Authorization and Disclaimer

Authors authorize LACCEI to publish the paper in the conference proceedings. Neither LACCEI nor the editors are responsible either for the content or for the implications of what is expressed in the paper.