

# NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN EN UN REACTOR BIOPELÍCULA DE LECHO SUMERGIDO FIJO Y MEMBRANAS DE MICROFILTRACIÓN

**\*Germán Cuevas-Rodríguez**

División de Ciencia e Ingeniería Ambiental  
Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV)

Profesor -Investigador en la División de Ciencia e Ingeniería Ambiental. Doctorado en Ingeniería Ambiental por la Universidad de Cantabria, España, Maestría en Ingeniería Ambiental en la DEPI-UNAM e Ingeniero Bioquímico. He trabajado en el área ambiental desde 1993 hasta la fecha. Mis áreas de investigación son el tratamiento biológico de aguas residuales domésticas e industriales y el empleo de membranas para el tratamiento y regeneración de aguas residuales.

**Iñaki Tejero Monzón**

Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente.  
Universidad de Cantabria.

\*Complejo Industrial Chihuahua. Miguel de Cervantes #120. 31109. Chihuahua, Chihuahua, México.  
Teléfono: 52 (614) 439-4810. Fax: 52 (614) 4391112. e-mail: german.cuevas@cimav.edu.mx

## RESUMEN

Esta investigación se realizó con el objeto de estudiar la eliminación biológica de compuestos de nitrógeno presentes en el agua residual urbana utilizando un nuevo reactor biopelícula aerobio de lecho sumergido fijo y membranas de microfiltración (RALSfYMM®). La unidad de experimentación fue un reactor a escala piloto con volumen neto de 70 L en el que fueron inmersos el medio soporte para la fijación de la biopelícula, un módulo de membranas de microfiltración y el difusor de aire. El medio soporte utilizado fue BLASF® con un área específica total de 2.8 m<sup>2</sup> (119.31 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>). Las membranas fueron MicroPes® hidrofílicas de microfiltración con tamaño de poro ≤ 0.6 μm. El área de membrana fue de 0.76 m<sup>2</sup>. El sistema fue alimentado con agua residual urbana prefermentada. Los resultados que se obtuvieron durante el periodo de investigación, presentaron tasas de eliminación de nitrógeno total y nitrificación del 68 y 92% respectivamente. La cantidad de nitrógeno eliminada por desnitrificación fue de 1.03 g/d, sin embargo, el nitrógeno eliminado por asimilación de la biomasa fue del 1.21g/día. El tiempo de retención de sólidos manejado en el sistema (100 días) junto con la existencia de zonas anóxicas y aerobias en el interior de las biopelículas permitieron que el fenómeno de nitrificación-desnitrificación simultánea se haya llevado a cabo en el sistema. De esta forma se logró que los porcentajes de eliminación de nitrógeno alcanzados en esta investigación fueran mayores a los de un sistema biológico convencional. Los sólidos suspendidos totales (SST) fueron retenidos en un 98%. Los porcentajes de eliminación de DQO<sub>Total</sub> y DBO, fueron de 94 y 96% respectivamente. Los valores de turbidez en el permeado fueron de 6 ± 3 UTN. Se concluyó que la incorporación de un medio de soporte para la fijación de biopelícula permite la creación de zonas aerobias y anaerobias en el sistema lo cual incrementa la eliminación de nitrógeno, así como una mejora en la operación del sistema.

## PALABRAS CLAVE

Membranas de microfiltración, reactor biológico con membranas, biopelícula, agua residual, eliminación biológica de nitrógeno.

## INTRODUCCIÓN

En las aguas residuales, la materia nitrogenada se puede encontrar en forma orgánica e inorgánica. La fracción inorgánica está representada por el nitrógeno amoniacal, que puede estar de forma libre como amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) o ionizada como ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). Sin embargo, en las aguas residuales urbanas comúnmente se encuentra en forma de nitrógeno orgánico y amonio originados por el metabolismo de proteínas del cuerpo humano. Los compuestos nitrogenados inorgánicos son característicos de vertidos industriales y fertilizantes agrícolas, mientras que, los orgánicos se encuentran en los residuos domésticos y agrícolas.

Experiencias científica en el ámbito internacional a comprobado que la forma más económica de eliminar el nitrógeno inorgánico presente en las aguas residuales es por medio de la manipulación de las diferentes comunidades microbianas presentes en los sistemas biológicos de depuración. La forma más comunes de eliminación son a través de los procesos de nitrificación (oxidación de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ ) y desnitrificación (reducción de  $\text{NO}_3^-$  a nitrógeno molecular). Sin embargo, publicaciones recientes muestran que existen posiblemente otros procesos microbiológicos por lo que puede llevarse a cabo la eliminación de nitrógeno en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, entre ellos se mencionan los siguientes: desnitrificación aerobia y nitrificación heterótrofa (Robertson y Kuenen, 1990), oxidación anaerobia de amonio (Mulder et al., 1995) o desnitrificación por bacterias autótrofas (Bock et al., 1995).

Actualmente, las tecnologías más comunes para llevar a cabo la eliminación biológica de nitrógeno en aguas residuales son los fangos activos y los procesos con biopelícula. En la misma línea, recientemente se han introducido los reactores biológicos con membranas (RBMs) que se definen como sistemas secundarios que combinan la operación unitaria de la filtración (micro y ultrafiltración) con los procesos biológicos. Las principales ventajas que presentan los RBMs cuando se aplican en la eliminación biológica de nitrógeno son que en este tipo de reactores, el tiempo de retención hidráulico (TRH) es independiente del tiempo de retención de los sólidos (TRS), favoreciendo el desarrollo de microorganismos nitrificantes. Esto se ve reflejado en un incremento en las tasas nitrificación, pero no en las tasas de eliminación de nitrógeno total. Es por esta razón que la incorporación de un tanque anóxico en el tren de tratamiento para lograr incrementar las tasas de eliminación de nitrógeno se está aplicando actualmente. En investigaciones realizadas en RBMs con módulo de membrana sumergido y un tanque anóxico con recirculación de efluente nitrificado, se han logrado porcentajes de eliminación de amonio mayores al 90 % y nitrógeno total entre 68 y 85 % (Côté, et al., 1998, Rosemberger, et al. 2002).

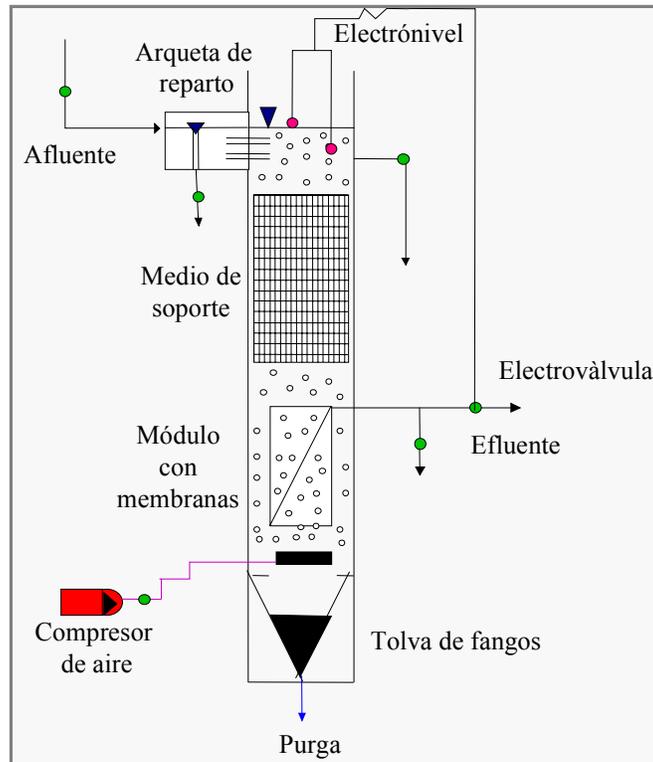
Por otro lado, Tejero y Cuevas, (2002) han diseñado y patentado un reactor biopelícula aerobio de lecho sumergido fijo y membranas de microfiltración (RALSFyMM®) para la depuración de aguas residuales. Ya que se cree que la incorporación de un medio de soporte en el interior del RBMs para la fijación de biopelícula favorece la existencia de zonas aerobias y anóxicas en su interior, lo cual permitiría llevar a cabo el fenómeno de nitrificación y desnitrificación simultanea en su interior, favoreciendo de esta manera la eliminación biológica nitrógeno y al mismo tiempo un mejor funcionamiento del sistema en general.

El objetivo de esta investigación fue estudiar el comportamiento y la eliminación de los compuestos de nitrógeno presentes en el agua residual urbana, utilizando un RALSFyMM®.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Unidad experimental*

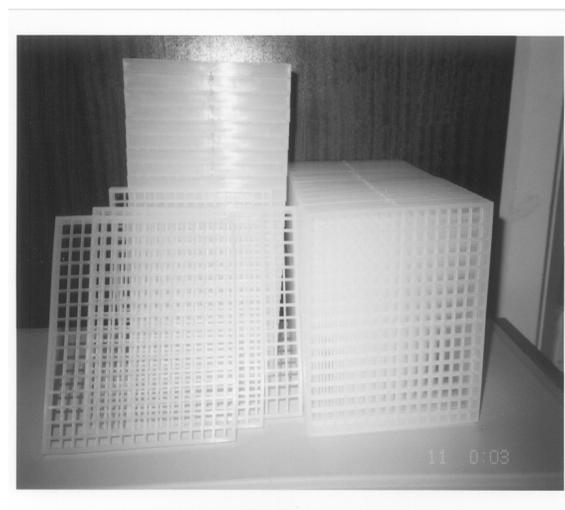
El reactor biológico utilizado en la investigación estuvo constituido por 4 partes principales: medio soporte, módulo con membranas, sistema de aireación y tolva de almacenamiento de fangos (Fig. 1). El volumen total del reactor fue de 70 litros. El estudio se realizó a escala piloto durante un periodo de 100 días. El sistema se instaló en la Estación de Bombeo "Las Llamas" lugar donde convergen las aguas residuales urbanas generadas en Santander, España (250,000 habitantes aproximadamente).



**Figura 1: Diagrama esquemático del biorreactor con membranas RALSFyMM®.**

### ***Medio soporte***

En la figura 2 se muestran las rejillas de polietileno usadas como material de soporte para la fijación de la biopelícula BLASF®. Este material fue diseñado y patentado por el Grupo Biopelícula de la Universidad de Cantabria. 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 m<sup>2</sup> (119.31 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>).



**Figura 2: Medio soporte empleado para el desarrollo de la biopelícula.**

### Módulo con membranas

Las membranas utilizadas fueron MicroPes® con las siguientes características: polietersulfona, fibra hueca, hidrofílicas y de microfiltración con un tamaño de poro  $\leq 0,6\mu\text{m}$ . El módulo estuvo compuesto por tres paneles contruidos de PVC de alta densidad (figura 3). La superficie específica total del módulo fue de  $0,76\text{ m}^2$ . Los soportes 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 realizó dos tipos de lavado, con aire y limpieza manual. El retrolavado con aire se realizó diariamente durante un periodo entre 1-2 minutos. El aire se introdujo a una presión de entre 3-4 bares en dirección interior-exterior. La limpieza manual se realizó después de 50 días de operación continua.

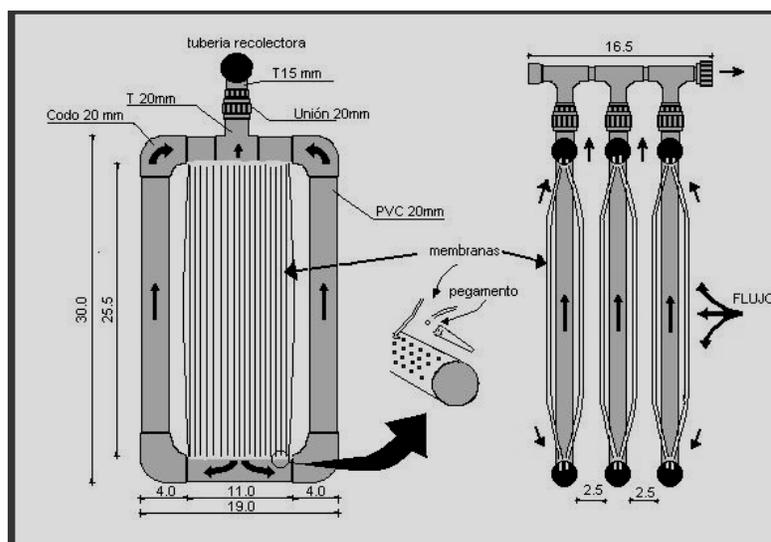


Figura 3: Arreglo y dimensiones del módulo de membranas.

### Características del agua residual alimentada

El reactor fue alimentado con agua prefermentada generada en un prefermentador de lecho sumergido fijo. Las características que presentó del agua residual empleada en la alimentación durante el periodo de experimentación se muestran en la tabla 1.

Tabla 1: Características del agua residual alimentada al sistema.

Parámetros	Unidades	Máximo	Mínimo	Media	Número de muestras
pH	-	8	7.3	7.7	40
Nitrito	mgN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L	0	0	0	40
Nitrato	mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	0	0	0	40
Amonio	mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	47.6	14	25.2	38
NTK	mg/L	63	17.5	31.9	39
Nitrógeno orgánico	mg/L	54.7	0.7	9.1	38
DQO total	mg/L	973	148	340	40
DQO soluble	mg/L	258	51	114	40
DBO	mg/L	300	146	247	11
SST	mg/L	530	51	144	39
Turbidez	NTU	220	136	228	41
AGV	mgDQO/L	94	11	44	42

### **Condiciones de operación**

El sistema se puso en marcha alimentado el agua residual prefermentada. Las condiciones de operación aplicadas en el reactor durante el tiempo de operación, se muestran en la tabla 2. Durante el periodo de experimentación no existió una purga de fangos del sistema, por lo que el tiempo de retención de los sólidos (TRS) fue de 100 días.

**Tabla 2: Condiciones de operación del biorreactor.**

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 <sup>2</sup> ·h	10.3 - 34
Permeabilidad específica	L/m <sup>2</sup> ·h·Bar	103 - 34
Carga orgánica aplicada (CO)	kgDQO <sub>Total</sub> /m <sup>3</sup> ·día	0.21 - 1.13
Caudal de aire alimentado	m <sup>3</sup> /h	6
Superficie de membrana	m <sup>2</sup>	0.76
Superficie del medio de soporte	m <sup>2</sup>	2.8

### **Métodos analíticos**

Los análisis se realizaron por los métodos descritos en el Standard Methods (APHA, 1995). Los parámetros analizados fueron: pH, alcalinidad, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), DQO total y soluble, DBO, turbidez, nitrógeno total kjeldhal (NTK), nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico. Las muestras fueron compuestas tomadas durante un periodo de 24 horas.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La experimentación en el reactor con biopelícula y membranas de microfiltración se realizó durante 100 días. Durante este tiempo se alimentó el sistema de forma continua con agua residual proveniente de un prefermentador.

### **Eliminación de materia orgánica**

#### **DQO y DBO**

Las concentraciones medias de DQO total y soluble detectadas en el efluente del reactor durante la experimentación se encuentran representadas en la tabla 3. Se puede observar que la concentración de ambos parámetros en el influente son muy diferentes, 340 mg/L para el afluente y 114 mg/L para 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 lo cual incrementa 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<sub>Total</sub> 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).

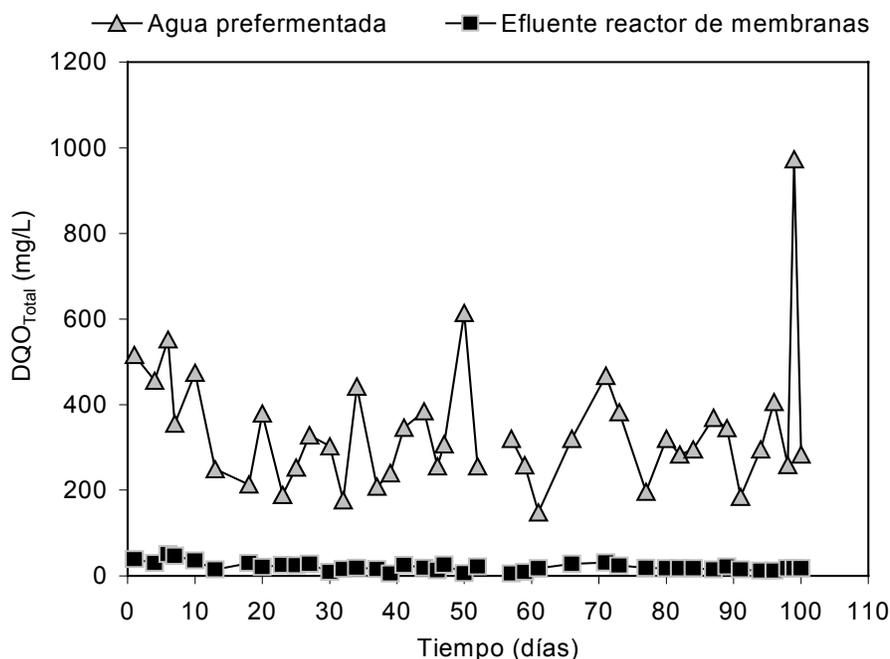


Figura 4: Concentración de DQO<sub>Total</sub> en el influente y efluente del biorreactor.

El comportamiento de eliminación de DBO fue muy similar al de DQO. La concentración de DBO en el influente también presentó mucha variación, la concentración media detectado en el agua prefermentada fue de 247 mg/L (aproximadamente 73 % de la DQO<sub>Total</sub> detectada en el influente). Sin embargo en el efluente, la concentración se mantuvo muy estable, la concentración media detectada en el efluente fue de 9 mg/L, estos valores se vieron favorecidos por la utilización del módulo de membranas y los largos TRH manejados en el reactor (1.3 – 27 horas).

Tabla 3: Concentraciones y masas medias detectadas en el RALSfYMM®.

	DQO <sub>Total</sub>		DQO <sub>Soluble</sub>		DBO		SST		Turbidez
	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(mg/L)	(g/d)	(NTU)
Influente	340	34.1	114	11.8	258	25.9	144	13.9	228
Efluente	21	2.1	19	1.7	9.6	1	3	0.3	6
Remoción (%)	94		86		96		98		97

#### 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 afluente mantuvo 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 afluente se deben principalmente al arrastre de sólidos que se producen desde el pretratamiento, donde no existe un sistema para retener los floculos de biopelículas que desprenden y que entran al biorreactor. 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 fue muy similar.

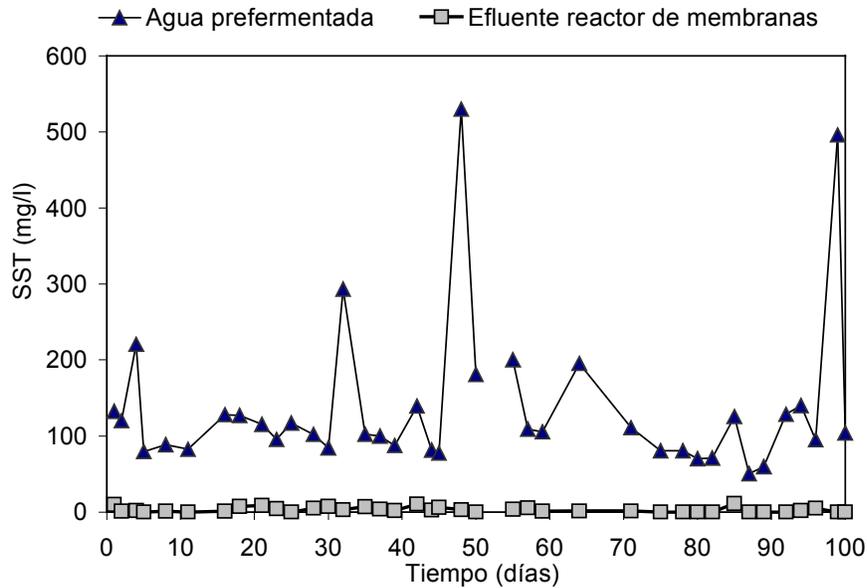


Figura 5: Concentración de SST en el influente y efluente del biorreactor.

### Eliminación de nitrógeno

En los procesos biológicos utilizados para la eliminación de nitrógeno, la transformación de los compuestos ocurre por diferentes rutas, en las que los productos finales generados están en función de los microorganismos establecidos en el sistema. Durante la experimentación llevada a cabo en el RALSfYMM® se analizaron los compuestos de más comunes de nitrógeno que se encuentran en los sistemas para tratamiento de aguas residuales. Las concentraciones medias detectadas de cada uno de ellos, así como los rendimientos de eliminación y las tasas de nitrificación se muestran en la tabla 4.

#### Nitrógeno Total Kjeldahl (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.

#### Amonio ( $N-NH_4^+$ )

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-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L con un valor máximo de 30 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L y un mínimo de 4,4 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L. En la fase de estabilización, la concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el efluente fue la más alta de toda la experimentación (> 12 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/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-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/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-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el sistema.

### Nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y Nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

En la figura 8 se muestra el comportamiento de las concentraciones de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 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-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> incrementó ligeramente (0.4 -2.3 mg/L), mientras que los N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentaron un incremento muy pronunciado, detectándose en el efluente concentraciones entre 15 y 30 mg/L. Este comportamiento indica que en casi toda la experimentación, el fenómeno de la nitrificación se estuvo llevando a cabo. Sobre todo en las etapas donde 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/m<sup>3</sup>·d (Stephenson et al., 2000). En esta investigación, las CO aplicadas estuvieron dentro de este intervalo (0.21 - 1.13 kgDQO<sub>Total</sub>/m<sup>3</sup>·día) y TRS de 100 días, favorecieron la presentación de este proceso.

**Tabla 4:** Rendimiento y eliminación de los compuestos de nitrógeno\*.

	NTK		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		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)
Afluente	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	0.06	7.1	0.7	0.5	0.1	10.1	1.0
Remoción (%)	94		92		-		-		88		68	

### Desnitrificación

Para comprobar que existió en el sistema una desnitrificación, se realizó un balance de masa tomando en cuenta las transformaciones que sufre los compuestos de nitrógeno y su forma de eliminación. Para el balance se consideró que el nitrógeno total que entra al reactor, solo puede salir por tres vías: nitrógeno desnitrificado (gas), nitrógeno utilizado por los microorganismos para mantenerse y crecer y el nitrógeno que sale con el efluente. Por lo que el balance queda representado de la siguiente manera:

$$N_{\text{Total influente}} = N_{\text{Desnitrificado}} + N_{\text{Asimilado}} + N_{\text{Total Efluente}} \quad \text{ecuación (1)}$$

$$N_{\text{Desnitrificado}} = N_{\text{Total influente}} - (N_{\text{Asimilado}} + N_{\text{Total Efluente}}) \quad \text{ecuación (2)}$$

$$N_{\text{Desnitrificado}} = N_{\text{Total influente}} - (\alpha (DBO_{\text{Influente}} - DBO_{\text{Efluente}}) + N_{\text{Total Efluente}}) \quad \text{ecuación (3)}$$

La masa de nitrógeno asimilado por los microorganismos se obtuvo multiplicando el factor  $\alpha$  (0.05), este factor relaciona nitrógeno y DBO que se maneja en los procesos biológicos, 100DBO:5N:1P, (Winkler, 1986), multiplicado por la diferencia de la masa de DBO promedio presente en el influente y efluente del biorreactor. Aunque es importante considerar que el tiempo de retención celular en el reactor es mucho más grande, posiblemente la relación DBO:N sea menor. En nitrógeno total medio se obtuvo sumando las masas de NTK, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en ambos puntos.

$$N_{\text{Desnitrificado}} = 3.2 \text{ g/d} - (0.05 (25.9 \text{ g/d} - 1 \text{ g/d}) + 0.92 \text{ g/d}) \quad \text{ecuación (4)}$$

Realizando los cálculos correspondientes, se obtuvo que la cantidad de nitrógeno eliminado por desnitrificación en el reactor fue de 1.03 g/d.

Con esto se pudo comprobar que el fenómeno de nitrificación y desnitrificación simultánea ocurrió en el RALSFyMM®, favoreciendo de esta forma la eliminación de nitrógeno. Este fenómeno ya se ha reportado que ocurre en sistemas de película fija y RBMs, ocasionado por la formación de zonas aerobias y anaerobias en el interior de las biopelículas (Rosenberger, et al., 2002, Garzón y González, 1996).

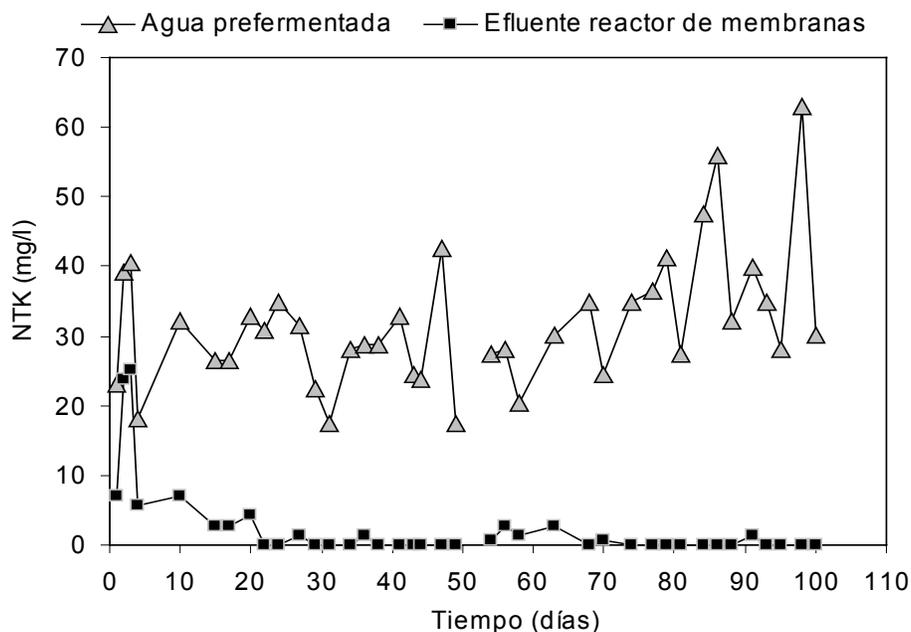


Figura 6: Perfil de las concentraciones de NTK en el RALSFyMM®.

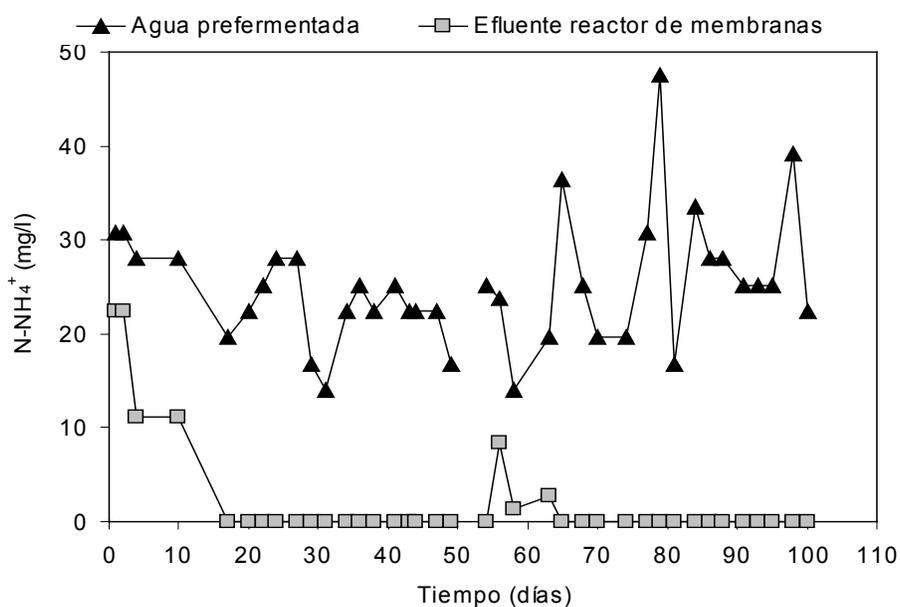


Figura 7: Perfil de las concentraciones de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en el biorreactor.

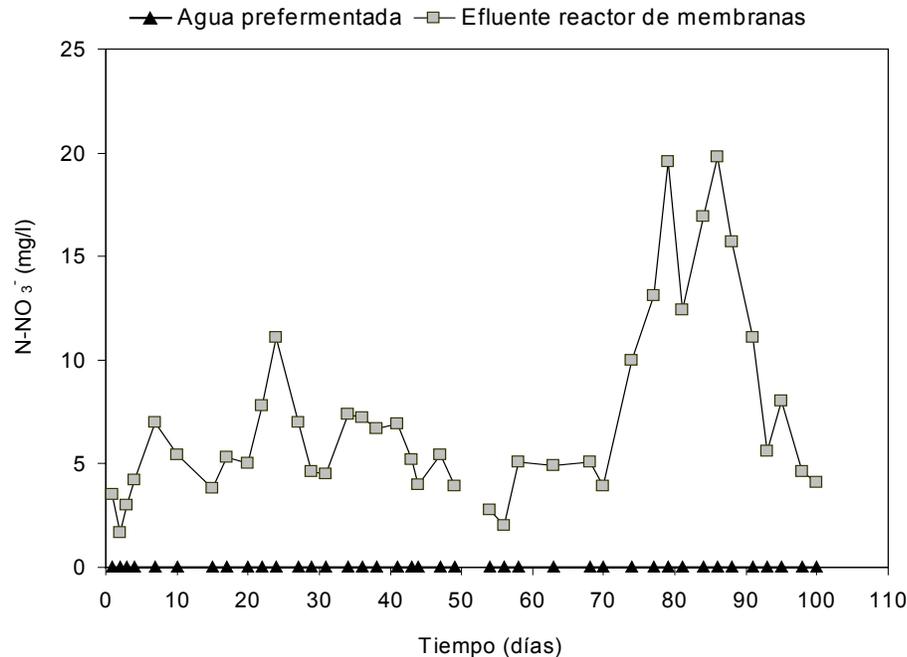


Figura 8: Concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en el influente y permeado del RALSFyMM®.

## CONCLUSIONES

1. La presencia de biopelículas en el interior del reactor permite el desarrollo de microorganismos de lento crecimiento, así como la creación de zonas anóxicas, donde es posible llevar a cabo la nitrificación y desnitrificación de compuestos nitrogenados.
2. La nitrificación fue completa después de 13 días de operación continua del biorreactor. La tasa de eliminación de  $\text{N}_{\text{Total}}$  fue del 68 % utilizando un solo reactor.
3. La incorporación del módulo de membranas favorece la retención de los SST dentro del reactor, los porcentajes alcanzados fueron del 98 %, favoreciendo de forma directa los porcentajes de eliminación de DQO y DBO (94 y 96 % respectivamente).

## REFERENCIAS

- APHA, AWWA y WPCT (1995) Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Díaz de Santos (Ed.) España.
- 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.
- Churchouse, S. (1997). Operating experiences with the Kubota submerged membrane activated sludge process. *Memories of 1<sup>st</sup> 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.
- Garzón-Zúñiga, M. y González-Martínez, S. (1996). Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Tech.* 34 (1-2) 293-301.
- 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.
- 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.
- 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.