

Resumen

El agua residual que se genera en la extracción del colorante natural ácido carmínico (rojo carmín E120) del extracto de cochinilla presenta elevadas concentraciones de fósforo y amonio. Además, el proceso genera gran cantidad de DQO, parte de la cual es muy lentamente e incluso no biodegradable. Para poder alcanzar los parámetros de vertido exigidos, se diseñó una planta de tratamiento de aguas residuales mezcla de una serie de tecnologías innovadoras: es conocido que tanto el N como el P pueden ser precipitados con magnesio en forma de estruvita, $MgNH_4PO_4$, o compuestos de fósforo, magnesio y amonio (MAP).

Una vez eliminado el fósforo, la DQO y el nitrógeno en exceso se eliminan en un biorreactor de membranas (MBR), consiguiendo un efluente de alta calidad libre de sólidos en suspensión. La tecnología MBR permite además operar el sistema con ciclos óxicos-anóxicos e incluso nitrificación-desnitrificación simultánea, lo que posibilita obtener rendimientos de eliminación de nitrógeno muy elevados. Por otro lado, gracias a las membranas y a la transferencia que garantiza la utilización de oxígeno puro, es posible trabajar con concentraciones de biomasa activa muy elevadas, pudiendo optimizar el balance entre la producción de fangos y el consumo de oxígeno.

Por último, se diseñó un sistema terciario de oxidación química tipo Fenton para bajar la DQO soluble refractaria final. No obstante, la instalación ha funcionado tan solo en la puesta en marcha ya que la calidad del permeado a la salida del MBR ha hecho innecesaria la utilización de esta instalación.

Palabras clave:

Agua residual, biorreactor de membranas, fósforo, nitrógeno, DQO.

Abstract

CHR-Hansen: MBR technology for treating complex waters. High concentrations of CDO, nitrogen and phosphorus

The wastewater produced by the cochineal extract process to obtain the carminic acid natural colouring pigment (carmin red E120) has high concentrations of phosphates and ammonium. Therefore, the process leads to high loads of COD, part of which is slowly or not biodegradable. In order to achieve local discharge parameters, proposed WWTP was really a mixture of innovative technologies: it is known that both N and P can be precipitated with magnesium in the form of struvite, $MgNH_4PO_4$, or ammonium magnesium phosphate (MAP) compounds.

Once P adjusted, COD and remaining nitrogen will be removed in a membrane bioreactor (MBR) leading a high quality effluent free of suspended solids. MBR technology lets different operational strategies, with oxic-anoxic cycles and not only that but simultaneous nitrif-denitrification, which supposes high yields on nitrogen removal. By other way, thanks to the membranes and the oxygen transfer due to the utilization of pure oxygen, is possible to work with high concentrations of active biomass, being able to optimise the balance between sludge production and oxygen consumption.

At last, in order to reduce final soluble inert COD, a tertiary system using Fenton technology was designed. Nevertheless, that system didn't work no longer than the starting-up due to the high effluent quality coming from the MBR.

Keywords:

Wastewater, membrane bioreactor, phosphate, nitrogen, COD.

CHR-Hansen: tecnología MBR aplicada al tratamiento de aguas complejas. Elevadas concentraciones de DQO, nitrógeno y fósforo

Por: Javier Lopetegui (*), Asun Larrea (*), Ainhoa Zabala (*), Gorka Zalakain (*), y Miguel de la Parra (**)

(*). Asistencia Tecnológica Medioambiental (ATM)

Departamento de I+D
Epele Bailara, 29
20120 Hernani (Guipúzcoa)
E-mail: jlopetegui@atmsa.com

(**). CHR-Hansen, S.A.

Director de la planta en Navarra
Ctra. Nacional 121, Km 14,5
31522 Monteagudo (Navarra)
E-mail: miguel.delaparra@es.chr-hansen.com

1. Introducción

El insecto de la cochinilla, *Dactylopius coccus*, es la materia prima en la producción del ácido carmínico, un colorante rojo natural (E120).

Este colorante es usado principalmente en la industria alimentaria, cosmética y textil. El color que se consigue presenta un amplio rango de naranja a rojo azulado en función del modo de extracción del ácido.

CHR-Hansen es uno de los mayores productores mundiales de carmín de cochinilla (ácido carmínico), principalmente desde su factoría de España (Navarra). El agua residual generada en este proceso presenta elevadas concentraciones de amonio y fosfatos así como una gran cantidad de materia orgánica soluble y de lenta biodegradabilidad (Chimenos et al., 1998). Para poder cumplir los límites de vertido, el amonio y principalmente los fosfatos, deben ser eliminados en un tra-

tamiento fisicoquímico previo al tratamiento biológico.

Así, la instalación para el tratamiento de aguas de CHR está formada por los siguientes procesos unitarios:

- Pozo de bombeo.
- Tratamiento fisicoquímico o primario.
- Homogeneización.
- Tratamiento biológico o secundario.
- Tratamiento terciario.

1.1. Tratamiento primario

Desde el comienzo del diseño se prestó especial atención a la eliminación de fósforo ya que la eliminación de concentraciones elevadas de amonio (>3.000 mg/L) en sistemas biológicos ya había sido probada por ATM en otras instalaciones consiguiendo una nitrificación completa.

Es bien conocido que el amonio y el fósforo pueden ser precipitados conjuntamente con magnesio en forma de estruvita, $MgNH_4PO_4$, o

compuestos de fosforo-amonio-magnesio (MAP) (Maqueda, C. et al., 1994; Schulze-Rettmer R., 1991; Tünay, O. et al., 1997; Pettlicka-Raj, E., 1998). La precipitación por estruvita o MAP ha sido utilizada principalmente como tratamiento previo al sistema biológico en el caso de aguas residuales urbanas.

Debido al elevado coste de los compuestos de magnesio, se ha utilizado óxido de magnesio de bajo grado (LG-MgO), teniendo cuidado de que el resto de componentes del LG-MgO sean naturales, insolubles o estables en el medio de trabajo, por ejemplo teniendo concentraciones muy bajas de metales pesados (Chimenes et al., 1998) para que la estruvita formada pueda ser utilizada como fertilizante de lenta liberación.

Se desarrolló un completo trabajo experimental entre ATM y el Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia de la Universidad de Barcelona con el objetivo de optimizar la eliminación de N y P a través de la formación de estruvita, determinando reactivos, dosis y condiciones de operación.

1.2. Tratamiento biológico

Una vez solucionada la eliminación de fósforo y parcialmente la de nitrógeno, la atención fue puesta en la eliminación de DQO. ATM realizó diversas pruebas con varias tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas con el objetivo de ajustar al máximo la eliminación de DQO. La tecnología más eficiente resultó ser el biorreactor de membranas (MBR), consiguiendo una óptima calidad de salida con un efluente libre de sólidos en suspensión y desinfectado gracias al uso de membranas de ultrafiltración.

El MBR es una tecnología cada vez más extendida en la que el decantador secundario se sustituye por una filtración por membranas permitiendo así la extracción de un efluente de alta calidad en cualquier circunstancia. La mayor ventaja del MBR es la capacidad de retención de una gran cantidad de biomasa ac-

tiva debido a la acción de "barrera" que ejerce la membrana. En estos sistemas se trabaja con concentraciones en el reactor biológico de entre 8 y 30 g/L, lo que redundará en tasas elevadas de eliminación de DQO (Scott et al., 1998; Gander et al., 2000), mínima producción de fango biológico (Bouillot et al., 1990; Canales et al., 1994; Low and Chase, 1999) y elevadas tasas de nitrificación (Fan et al., 2000). Debido a la acción de retención de las membranas, el reactor biológico se comporta como un gran caldo enzimático con elevadas concentraciones de biomasa. Ambos factores suponen elevadas tasas de hidrólisis y elevada eliminación de DQO coloidal, considerada a menudo como inerte en otros sistemas más convencionales.

La configuración de MBR elegida para CHR es la de filtración tangencial externa, en la que las membranas se sitúan fuera del reactor biológico. Esta configuración presenta múltiples ventajas, especialmente cuando se trata de caudales medios-bajos como es el caso (Lopezetgui y Trouvé, 2004).

La filtración tangencial (Figura 1) permite operar el módulo du-

rante largos períodos de tiempo sin necesidad de limpiar las membranas.

En el caso de CHR-Hansen se han obtenido eliminaciones de DQO medias superiores al 98%, con nitrificación completa del nitrógeno influente y lo que es aún más importante, con producción de fango biológico cero en determinadas condiciones de operación.

1.3. Tratamiento terciario

A pesar de las altas tasas de eliminación de DQO conseguidas en el MBR, en función de la DQO soluble inerte de salida, puede ser necesario un tratamiento de oxidación química para alcanzar los requerimientos de vertido. Tras una serie de ensayos de laboratorio, la oxidación química tipo Fenton demostró ser la más eficiente desde un punto de vista técnico-económico.

Los reactivos del Fenton (Fe^{2+}/H_2O_2) pueden oxidar contaminantes refractarios a baja temperatura y presión (Lin et al., 1999). En el caso de CHR, teniendo en cuenta la pequeña cantidad de DQO a oxidar, se diseñó un sistema sencillo para trabajar a temperatura y presión ambiente.

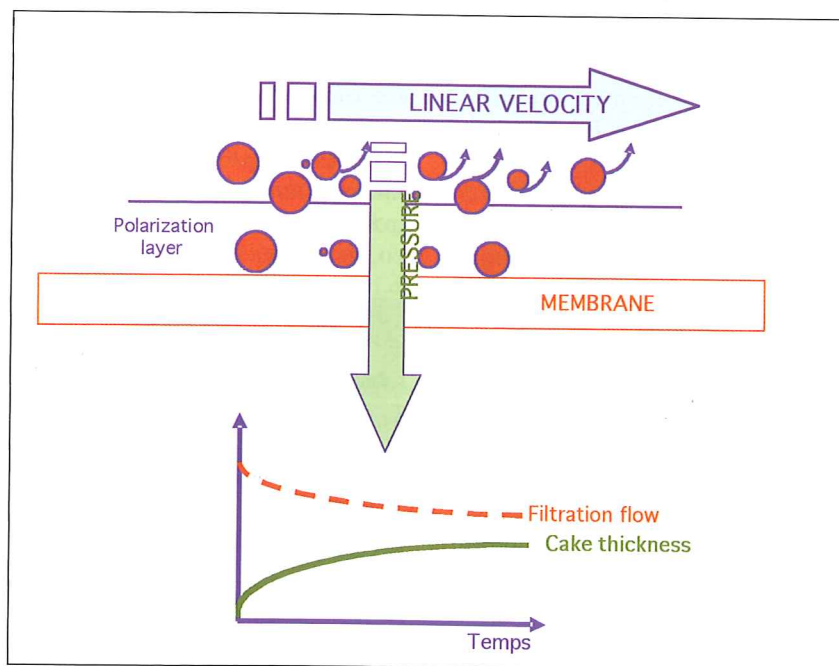


Figura 1. Esquema de funcionamiento de la filtración tangencial.

2. Caracterización del agua residual

La composición media del agua residual de CHR se resume en la **Tabla 1**.

Parámetro	Valor
Caudal nominal (m ³ /d)	50
DQOT (mg/L)	10.840
DQOF (mg/L)	10.456
DBO ₅ F (mg/L)	4.182
SST (mg/L)	200
SSV (mg/L)	144
pH	2,48
NT (mg/L)	1.804
N-NH ₄ (mg/L)	1.504
P-PO ₄ (mg/L)	3.938

Tabla 1. Características medias principales del agua residual de CHR a la entrada a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

La estequiometría de la reacción de formación de estruvita origina que pequeñas fracciones de nitrógeno escapen del tratamiento primario y lleguen al biológico, donde la mayor parte (descontado el nitrógeno necesario para el catabolismo bacteriano) deberán ser nitrificadas y desnitrificadas con posterioridad para cumplir los requerimientos de vertido.

Aunque la mayor parte del fósforo es eliminado con la estruvita, quedan pequeñas fracciones en el agua de entrada al biológico que son suficientes para completar los procesos de síntesis y almacenamiento celular.

En este sentido, y como se verá más adelante, debido a que la tasa de producción de fangos en el MBR diseñado es baja (cero en determinadas fases), la dosis de nutrientes que haría falta aportar al sistema está incluso por debajo del rango de un reactor anaerobio convencional.

3. Funcionamiento del sistema MBR

Como se ha comentado en apartados anteriores, el sistema primario

Parámetro	Valor
Caudal nominal (m ³ /d)	48
DQOT (mg/L)	10.720
DQOF (mg/L)	10.400
DBO ₅ F (mg/L)	4.100
SST (mg/L)	100
SSV (mg/L)	92
pH	8,5
NT (mg/L)	392
N-NH ₄ (mg/L)	350
P-PO ₄ (mg/L)	50

Tabla 2. Características medias principales del agua residual de CHR a la entrada del reactor biológico MBR.

con formación de estruvita permite eliminar la mayor parte del fósforo y nitrógeno que aparece en la **Tabla 1**, quedando el agua residual de entrada al biológico con las características que se resumen en la **Tabla 2**.

No obstante, las variaciones del cociente N/P son considerables, por lo que, una vez formada la estruvita según la estequiometría de la reacción, la concentración de NT de entrada al biológico puede variar mucho (80-800 mg/L).

3.1. Eliminación de la materia orgánica y exceso de amonio

El tratamiento biológico se compone de los siguientes procesos unitarios: homogeneización con control y ajuste de pH, reactor biológico, sistema de ultrafiltración, depó-

sito de fangos y filtro prensa para la deshidratación fisicoquímica de fangos.

El depósito de homogeneización tiene un tiempo de residencia hidráulico de 24 horas. El agua llega desde el tratamiento fisicoquímico con un pH normalmente mayor de 8,0.

El reactor biológico presenta un diseño clásico D-N para eliminar materia orgánica y nitrógeno. El fósforo que llega al biológico se consume en su mayoría para procesos de síntesis celular.

Los compartimentos anóxico y óxico tienen tiempos de residencia hidráulicos de 13 y 54 horas respectivamente. El oxígeno necesario para las reacciones biológicas se suministra como oxígeno puro por medio de unos eyectores que además consiguen un grado de mezcla suficiente en el reactor.

El licor mezcla se recircula de forma continua (18/24h) sobre el módulo de UF, donde se realiza la filtración tangencial.

Los rendimientos y condiciones de operación del MBR se resumen en las **Tablas 3 y 4** respectivamente.

Aunque la carga volumétrica aplicada media es de 3,8 kgDQO/m³ día, y pese a la existencia de la balsa de homogeneización, debido al funcionamiento cíclico del tratamiento físico-químico anterior se generan unos picos de caudal que conducen a cargas volumétricas equivalentes a más de 7 kgDQO/m³ día durante varias horas al día. Pese a esto, los valores de DQO en el

Agua residual	Entrada MBR	Salida MBR	Rendimiento (%)
DQOT (mg/L)	10.720	<180	>98
DQOF (mg/L)	10.400	<180	>98
DBO ₅ F (mg/L)	4.100	<15	>99
SS (mg/L)	100	°÷0	>99
NT (mg/L)	392	<25	>93
N-NH ₄ (mg/L)	350	<5	>98

Tabla 3. Rendimientos medios en el sistema MBR de CHR-Hansen.

Tabla 4

Temperatura (°C)	25-35
SSLM (mg/L)	10.000-22.000
TRH (h)	67
Carga volumétrica media aplicada (kgDQO/m ³ día)	3,8

Tabla 4. Principales condiciones de operación del MBR de CHR-Hansen.

permeado son muy constantes a lo largo de todo el ciclo diario de funcionamiento de la instalación. De hecho, el rendimiento medio de eliminación de DQO ha sido superior al 98%.

Como puede verse en la **Tabla 3**, el rendimiento de la nitrificación es máximo pese a que existe una desviación importante de las concentraciones diarias de nitrógeno a la entrada del MBR en relación al valor medio. De hecho, la relación DQO/Nt en el agua de entrada al biológico varía desde 10 hasta 40 sin que las concentraciones de nitrógeno en el permeado se vean afectadas.

Esto es así por dos motivos principalmente:

- Elevada concentración de biomasa activa autótrofa, lo que permite unas tasas de nitrificación puntuales muy elevadas (hasta 0,12 kgN-NH₄/m³h).
- Utilización continua de sustrato rápidamente biodegradable proveniente de procesos de lisis y muerte celular para procesos de desnitrificación. El trabajar a elevadas concentraciones de sólidos, en condiciones muy endógenas, genera un flujo constante de sustrato biodegradable celular, aprovechable para desnitrificación especialmente en situaciones de ratios DQO/N bajos.

En este sentido, es de especial interés la nitrificación y desnitrificación simultánea que se ha realizado en el reactor en determinados períodos manteniendo una consigna constante de oxígeno, lo suficientemente baja para garantizar ambos procesos con concentraciones de sólidos elevadas (más de 12 g/L).

Para valores de SSVLM en torno a 15 g/L por ejemplo, se ha mantenido una concentración de nitrógeno total en el permeado por debajo de 20 mg/L con una consigna de oxígeno en el reactor de 0,5 mg/L.

Se ha operado con éxito también el reactor con ciclos óxicos-anóxicos del conjunto del reactor biológico, ajustando la duración de ambos ciclos en función de la relación DQO/N de entrada y de la concentración de N-NH₄ y N-NO₃ de salida.

Este método de control se ha realizado manteniendo la filtración en continuo, operando el sistema como un MBR secuencial pero con permeado continuo.

3.2. Producción de fangos

La ventaja que ofrece la tecnología MBR es que puede operarse el reactor biológico a la concentración de biomasa que se desee, obteniendo curvas de producción de fangos y consumo de oxígeno variables.

La filtración tangencial a presión con la que se opera un MBR externo de este tipo, genera una biomasa muy dispersa, con pequeños tamaños de flóculo y altas tasas de transferencia de sustrato y nutrientes, conduciendo a elevadas concentraciones de biomasa activa en el licor mezcla.

El tipo de filtración empleada permite además trabajar con concentraciones de sólidos en el reactor de hasta 22 g/L sin apenas pérdida de eficiencia en términos de flujo (l/m²hbar).

Por otro lado, la utilización de oxígeno puro en lugar de aire, permite trabajar de forma efectiva con esas concentraciones de biomasa, manteniendo la transferencia de oxígeno en niveles elevados, que de otro modo iría disminuyendo a partir de 6-8 g/L.

En estas condiciones, considerando la carga másica (kgDQO/kgSSVd) como parámetro fundamental de control de la producción de fangos, se han obtenido las tasas que se resumen en la **Tabla 5**.

3.3. Consumo de oxígeno

El consumo de oxígeno registrado en el reactor biológico ha sido elevado porque se ha priorizado en esta primera fase la mínima producción de fango biológico.

Como es conocido, a menor producción de fangos, mayor consumo de oxígeno.

En el caso de la tecnología MBR, estas relaciones no obstante quedan favorecidas al comparar la tasa de producción de fangos con la tasa de consumo de oxígeno (**Tablas 5 y 6**).

Como puede verse, el consumo de oxígeno se dispara en relación a la producción de fangos a cargas másicas muy bajas. Esta relación, repetitiva en torno a valores similares, indica que el trabajar en condiciones de "producción cero" de fango biológico, tiene una penalización muy importante desde el punto de vista del consumo de oxígeno.

Tabla 5

Carga másica (kgDQO/kgSSVd)	0,15	0,30	0,45
Producción de fangos (kgSV/kgDQO eliminada)	0,005	0,06	0,15

Tabla 5. Tasas de producción de fangos obtenidas en la operación del MBR de CHR-Hansen.

Tabla 6

Carga másica (kgDQO/kgSSVd)	0,15	0,30	0,45
Consumo de oxígeno (kgO ₂ /kgDQO eliminada)	0,005	0,06	0,15

Tabla 6. Tasas consumo de oxígeno obtenidas en la operación del MBR de CHR-Hansen.

3.4. Sistema de filtración

La unidad de filtración se compone de un módulo de membranas orgánicas planas de UF, con un *cut-off* de 40 kD aproximadamente.

La limpieza del sistema de filtración se realiza cada 6 semanas, en un proceso de limpieza con detergente alcalino que requiere 2 horas, con el mismo sistema de filtración



Figura 2. Tanque para la formación de la estruvita.



Figura 3. Reactor biológico MBR.

utilizado en ciclo normal y sin que se requiera ningún cambio ni operación especial del sistema.

A la finalización de cada lavado, la recuperación que se consigue del flujo es prácticamente el 100%.

El flujo se mantiene así estable en torno a 80-90 l/m²h, con una vida media estimada de las membranas cercana a 72 meses.

Debido a la recirculación que es requerida para la filtración tangencial y al bajo factor de conversión (permeado/recirculación), el coste energético del conjunto del sistema de filtración se eleva a 3,5 kWh/m³ tratado.

4. Oxidación química

Inicialmente, se diseñó un sistema de oxidación química tipo Fenton, con el objetivo de reducir la DQO soluble inerte que saliera del MBR (prevista según estudio en planta piloto alrededor de 450 mg/L) hasta valores por debajo de los exigidos (<360 mg/L).

Al inicio de la puesta en marcha, se puso en funcionamiento este sistema, consiguiendo una eliminación parcial de DQO con un elevado coste en reactivos en relación a la DQO eliminada (8 euros/kgDQO eliminada), aunque bajo en su conjunto debido a los pocos kg/d de DQO a eliminar.

No obstante, a medida que se alcanzaba el estacionario en el sistema MBR, se iban alcanzando valo-

res de DQO de permeado más bajos, hasta llegar a un valor muy por debajo del límite de vertido, con lo cual no ha sido necesario seguir con la oxidación química.

5. Conclusiones

El tratamiento de aguas complejas con elevadas concentraciones de DQO, nitrógeno y fósforo hasta cumplir requerimientos exigentes de vertido ha sido posible gracias a la combinación de tratamientos físicos, químicos y biológicos avanzados.

La eliminación del fósforo y parte del nitrógeno se ha hecho mediante un proceso forzado de formación y precipitación de estruvita. El fango generado además presenta unas propiedades óptimas desde el punto de vista de su aprovechamiento como abono o compuesto combinado de uso agrícola.

La DQO y el nitrógeno restante han sido eliminados en el sistema biológico con tecnología MBR, alcanzando rendimientos superiores al 98%.

En relación a la eliminación de nitrógeno, se han probado diversas estrategias de operación. La primera, utilizando una compartimentalización clásica D-N, muy eficiente desde el punto de vista de la nitrificación, pero con variaciones de nitratos en el permeado en función de la variación DQO/N de entrada.

Debido a esta variación, ha sido de especial interés la operación del sistema con ciclos óxicos-anóxicos en todo el reactor, así como la operación a consigna fija de oxígeno, trabajando con concentraciones de sólidos superiores a 12 g/L y oxígeno disuelto inferior a 0,5 mg/L, consiguiendo así una nitrificación-desnitrificación simultánea.

Este tipo de operación ha de optimizarse con la incorporación de herramientas de control que permitan medir on-line amonio, nitratos y/o potencial red-ox.

Con este tipo de operación, se ha conseguido reducir el nitrógeno total del permeado hasta valores por debajo de 20 mg/L.

El reactor biológico en combinación con la ultrafiltración ha eliminado, además, gran parte del color existente en el agua bruta, permitiendo así reducir costes de explotación en fábrica encaminados a reducciones iniciales de color.

La tecnología MBR ha permitido operar el sistema en diferentes condiciones de producción de fangos y consumo de oxígeno.

Las tasas de producción de fangos obtenidas para diferentes cargas máxicas de trabajo han sido muy inferiores a las estimadas para un sistema convencional de fangos activos.

Se han podido alcanzar las condiciones de "producción cero" de fango biológico, aunque penalizan-



Figura 4. Módulo de ultrafiltración del sistema MBR.



Figura 5. Tratamiento terciario: Oxidación Fenton.

do el consumo de oxígeno de forma sensible.

En cualquier caso, es necesario un balance completo del coste de tratamiento y gestión de fangos y coste de oxígeno para poder determinar el punto óptimo de operación del sistema desde un punto de vista técnico-económico.

La calidad conseguida en el permeado ha permitido a CHR-Hansen Navarra plantear posibilidades de reutilización encaminadas a reducir el consumo de agua y el canon de vertido actual.

Finalmente, en cuanto al sistema de filtración empleado, se ha comportado de manera muy robusta, manteniendo flujos constantes y prolongados en el tiempo.

El sistema de lavado utilizado resulta fácil de operar y no interfiere apenas en la operación ni en el rendimiento del sistema ya que se realiza cada 6 semanas con una duración total de 2 horas.

6. Bibliografía

- [1] Bouillot, P., Canales, A., Pareilleux, A., Huyard, A. and Goma Gérard. (1990). Membrane bioreactors for the evaluation of maintenance phenomena in wastewater treatment. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, vol. 69, Nº3, pp. 178-183.
- [2] Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J.L., Goma, G. and Huyard, A. (1994). Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* (30), Nº8, pp. 97-106.
- [3] Chimenos, J.M., Fernández, A.I., Villalba, G., Segarra, M., Urruticoechea, A., Artaza, B. and Espiell, F. (2003). Removal of Ammonium and Phosphates from Wastewater Resulting from the Process of Cochineal Extraction Using MgO-Containing by-Products. *Wat. Res.* 37, pp.1601-1607.
- [4] Fan, X.J., Urbain, V., Qian, Y., Manem, J., Ng, W.J. and Ong, S.L. (2000). Nitrification in a membrane bioreactor (MBR) for wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* (42), Nº3-4, pp. 289-294.
- [5] Gander, M.A., Jeferson, B. and Judd, S.J. (2000). Membrane bioreactors for use in small wastewater treatment plants: membrane materials and effluent quality. *Wat. Sci. Tech.* (41), Nº1, pp. 205-211.
- [6] Lin, S.H., Lin, C.M. and Leu, H.G. (1999). Operating characteristics and kinetic studies of surfactant waste-water treatment by Fenton oxidation. *Wat. Res.* 33(7), 1735-1741.
- [7] Lopetegui, J. y Trouvé, E. (2004). Criterios técnico-económicos para la implantación de la tecnología de bioreactores de membrana. *Tecnología del Agua* (253), 62-69.
- [8] Low, E.W. and Chase, H.A. (1999). The effect of maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment. *Wat Res.* (33), Nº3, pp. 847-853.
- [9] Maqueda, C., Pérez Rodríguez, J.L. and Lebrato, J. (1994) Study of struvite precipitation in anaerobic digesters. *Water Res.* 28, 411-416.
- [10] Pettlicka-Raj, E. (1998) Removal of ammonia nitrogen from wastewater through precipitation of magnesium ammonia phosphate. *Environmental Protection Engineering*, 14, 5-13.
- [11] Scott, J.A., Neilson, D.J., Liu, W. and Boon, P.N. (1998). A dual function membrane bioreactor system for enhanced aerobic remediation of high-strength industrial waste. *Wat. Sci. Tech.* (38), Nº4-5, pp. 413-420.
- [12] Schulze-Rettmer R. (1991). The Simultaneous Chemical Precipitation of Ammonium and Phosphate in the Form of Magnesium-Ammonium-Phosphate. *Wat. Sci. Tech.*, 23, 659-667.
- [13] Tünay O., Kabdasli I., Orhon D., Kolçak S. (1997). Ammonia removal by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation in Industrial Wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* 36, 2-3, 225-228.