

DEPURACIÓN DE AGUA RESIDUAL CON SALINIDAD VARIABLE EMPLEANDO UN PROCESO DE BIODISCOS (RBC)

**Pedro Castillo, José Bezanilla, Juan Amieva,
Alfredo Jácome e Iñaki Tejero**

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

RESUMEN: Analizar el impacto que producen las aguas residuales de concentración salina variable sobre el proceso de biodiscos (RBC), ha sido objeto del presente estudio. Una planta piloto de biodiscos (RBC), de 4 etapas, se operó a carga hidráulica de $0,078 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ y a carga orgánica de $11,66 \text{ g DQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, bajo distintos ciclos de agua salina + agua dulce. Durante las operaciones cíclicas de 6+6 y 6+18, se obtuvo un 90% de la eliminación de la carga orgánica afluente. Bajo condiciones de salinidad variable, el rendimiento de la primera etapa del RBC, es menor que con agua dulce. El proceso muestra menor eliminación de la DQO a medida que el tiempo o con salinidad aumenta.

INTRODUCCIÓN

La presencia de salinidad en las aguas residuales puede afectar el diseño de estaciones depuradoras de forma significativa, porque puede crear un efecto inhibitorio sobre la biocenosis del agua dulce y afectar las propiedades de sedimentación de los sólidos.

Los efluentes salinos, por lo general se encuentran asociados a procesos industriales de fabricación y manufactura de conservas de productos marinos y vegetales (*Soto et al., 1990; Nemerow, 1977*). La industria química genera efluentes altamente salinos durante el proceso de producción de pesticidas/herbicidas, peróxidos orgánicos, algunos productos farmacéuticos entre otros productos. Grandes cantidades de salmuera también se producen durante las operaciones de recuperación de gasolina y aceites (*Woolard & Irvine, 1994*).

Las aguas residuales urbanas también pueden verse afectadas por otras fuentes salinas que no sean industriales. Como cita tenemos el caso de ciudades isleñas y costeras, donde el agua dulce escasea, y por tal motivo se suministra agua de mar para alimentar los inodoros, actividad que representa entre el 27 y

45% del agua total servida (*Mikucki & Poon, 1976*). Su descarga tiene como consecuencia la salinización del agua residual. Un efecto adicional durante los ciclos diurnos, es que cuando el caudal baja, la salinidad del agua residual aumenta, ya que la principal fuente de agua residual durante las horas de bajo consumo es la descarga de sanitarios. Esta misma situación ocurre en los barcos y buques marinos, donde la fuente de agua para la descarga de sus inodoros es también el mar (*Stewart et al., 1962*). En este caso la salinidad del efluente es más constante, porque la actividad del personal es continua.

Otra situación en donde se produce contaminación salina de las aguas residuales, sucede en ciudades donde, durante la estación de invierno, se recurre al deshielo de sus calles mediante el empleo de sal común, la que en una red de alcantarillado unitario, pasa a formar parte del caudal de agua residual urbana, elevando su concentración salina a valores promedio de hasta 2.000 ppm (*Ludzack & Noran, 1965*).

También, en las redes de alcantarillado unitario de ciudades costeras, se pueden producir entradas de agua de mar durante los ciclos de marea alta, o incluso de forma permanente mediante infiltración salina. Claro

Artículo recibido el **17 de Enero de 1995** y aceptado para su publicación el **9 de Febrero de 1995**. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo. En el caso de ser aceptadas, las discusiones serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores en el primer número de la revista que aparezca una vez transcurrido el plazo indicado.

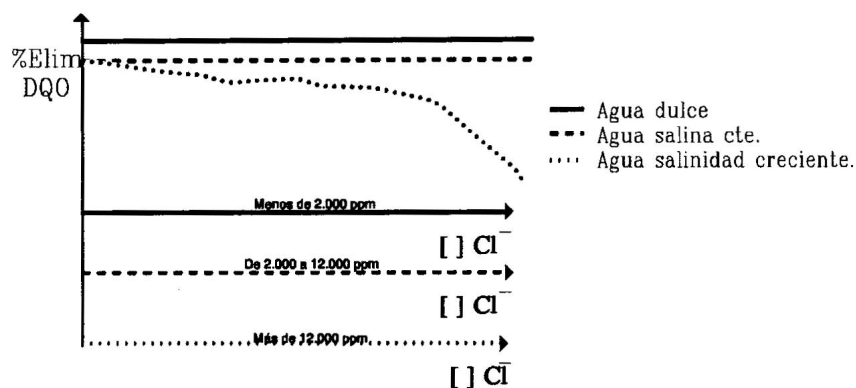


Figura 1. Eliminación de DQO en función de la concentración de Cl^-

que en este caso, la solución puede estar en una mejor gestión de la red.

ESTADO ACTUAL DE LOS CONOCIMIENTOS

El impacto que produce la salinidad variable sobre el proceso de biodiscos o RBC (Rotatory Biological Contactor) no ha sido objeto de estudio hasta la fecha, sin embargo, se han realizado investigaciones en las que lechos bacterianos, biodiscos o RBC y procesos de cultivo en suspensión se alimentaron con agua residual de alto contenido salino.

Lawton & Eggert (1957), estudiaron el efecto que produce la sal sobre la biopelícula de los lechos bacterianos. Observaron que mientras mayor es la concentración afluente de sales, mayor es el impacto al que se ve sometida la biopelícula. Afirman que la biopelícula aclimatada a altas concentraciones salinas se ve impactada al disminuir la concentración salina del afluente, pero se recupera en menos tiempo que cuando se realiza un cambio brusco de agua dulce a salina.

Mills & Wheatland (1962), investigaron cómo se ve afectado el rendimiento de los lechos bacterianos ante la presencia de sales. Concluyen que agua residual decantada con una concentración salina constante de hasta 6.600 mg/l de NaCl puede ser normalmente tratada. Para agua residual decantada con una concentración salina de 20.000 mg/l de NaCl que alimenta el reactor 8 horas al día, 5 días a la semana, también obtienen una depuración favorable.

Las primeras experiencias con agua residual salina en RBC fueron realizadas por Mikucki & Poon (1976); Poon & Mikucki (1978) y Poon et al., (1979). Los resultados de estos estudios afirman que concentraciones de cloruros hasta 11.540 mg/l no afectan la capacidad de los biocilindros para cumplir con los requerimientos de la U.S.E.P.A. del 1972.

Dentro del rango examinado queda comprobado que la carga orgánica aplicada (COA) es el parámetro que afecta de forma significativa la calidad del efluente, y no la carga hidráulica (CH). Recomiendan valores de carga orgánica aplicada (COA) entre 18,4 y 28,6 g $\text{DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$ cuando se trabaje sin recirculación. En el caso de recirculación del efluente de hasta un 100%, se admiten cargas orgánicas aplicadas (COA) entre 26,4 y 41,0 g $\text{DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$, manteniendo para ambos casos valores de carga hidráulica (CH) entre 0,016 y 0,2 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Kinner & Bishop (1982) utilizando una planta piloto de RBC de cuatro etapas, tratan agua residual con concentraciones salina constantes entre un rango de 0 a 35.000 mg/l de Cl^- . Con una concentración salina constante de 20.000 mg/l de Cl^- , con CH de 0,04 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ y COA de 9,64 g $\text{DQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, eliminaron 5,83 g $\text{DQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ (60,5%), y con CH de 0,08 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ y COA de 19,28 g $\text{DQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, manteniendo la misma concentración salina, eliminaron entonces 12,63 g $\text{DQO}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ (65,5%). Concluyen al trabajar con carga hidráulica de 0,08 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ se consigue mayor eliminación de la DQO.

Por otro lado, en los procesos de cultivo en suspensión sometidos a severos cambios de salinidad, en combinación con alta carga orgánica e hidráulica, se presentan deficiencias para eliminar la materia orgánica (Stewart et al., 1962). Los cambios de

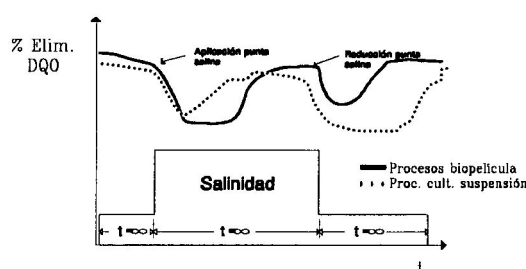


Figura 2. Variación en el tiempo del % de eliminación de la DQO al incrementar o disminuir la [] salina del afluente de forma brusca

salinidad en el afluente producen menor impacto en aquellos procesos que operan a baja carga, y no se observan problemas en el rendimiento cuando se trabaja con concentraciones de Cl^- por debajo de los 8.000 mg/l (Ludzack & Noran, 1965). Se presentan puntos críticos de tratamiento durante el aumento o disminución de la concentración salina afluente, consiguiéndose una más rápida aclimatación cuando aumenta la concentración salina (Kincannon & Gaudy,

(1966 & 1968). Los fangos activos aclimatados a alta salinidad operando con una carga másica (relación alimento/microorganismos) igual a 0,1, son capaces de soportar las mayores cargas orgánicas, y aunque el efluente sufre deterioros, su calidad es la misma que cuando dichos procesos funcionan con salinidad baja o nula (Tokuz & Eckenfelder, 1978).

Tanto en los procesos biopelícula como en los de cultivo en suspensión, se puede lograr una depuración con valores de eficacia elevados, siempre que no se presenten cambios bruscos en la salinidad del agua residual a tratar, o la concentración de sales sea excesiva.

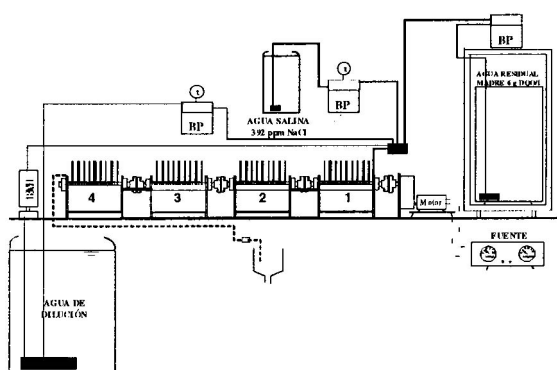


Figura 3. Planta piloto (Fuente: Bezanilla, 1993)

La aclimatación en ambos procesos se ve influenciada por las concentraciones salinas que se presentan, y se necesita mayor tiempo de aclimatación a mayor contenido de sales. En los procesos biopelícula, cuando se interrumpe la punta salina, la biopelícula se aclimata con mayor tiempo que cuando se produce el impacto salino brusco. Un efecto contrario sucede en los procesos de cultivo en suspensión, en los cuales se logran menores tiempos de aclimatación ante el impacto o choque de una concentración salina alta, que cuando cesa la punta salina.

METODOLOGÍA

Durante 58 días se operó una planta piloto de RBC de 4 etapas (Figura 3), bajo una carga hidráulica de $0.078 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, y una carga orgánica de $11,66 \text{ g DQO}/\text{m}^2.\text{d}$. El tiempo de retención hidráulica del sistema fue 90 min.

El RBC cuenta con 9 discos por cada etapa, sumergidos un 40% del área, rotando a 13 rpm. Los discos de metacrilato tienen un espesor de 2 mm. Las cuatro vasijas están construidas con metacrilato de 4 mm de espesor. El volumen efectivo por etapa es de 1,72 litros. Los discos central y segundo de cada

extremo, en cada etapa, cuentan con una disposición especial, con la finalidad de medir los espesores de biopelícula por el método de microscopía óptica.

Debido a las variaciones de composición y concentración que representa el uso de un agua residual real, se decidió usar un agua residual sintética a base de glucosa, la cual tiene la ventaja de ser plenamente controlada, de forma que se evitan todos los problemas inherentes a un agua residual real, tanto por su composición y estado, adaptándose el afluente al requerimiento marcado por la experimentación. Este agua residual sintética fue la diseñada por Amieva (1993). El agua residual salina se preparó con NaCl, ya que esta solución se controla con mayor facilidad que el agua de mar.

Para conseguir la colonización inicial del soporte del reactor, se mezcló lodo de estuario con agua residual urbana, en proporción de volumen de 1:1. La planta se puso en marcha con ciclos de 6 horas con agua salina y 6 horas con agua dulce, de forma que la biocenosis que colonice el soporte sea capaz de vivir

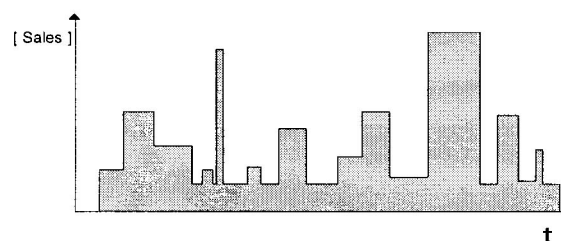


Figura 4. Aproximación al fenómeno de salinidad variable

tanto en medio dulce como salino. Al mismo tiempo se dosificó a la primera etapa, mediante un sistema de goteo, el inóculo bien homogeneizado, durante los dos primeros días de funcionamiento.

DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

El concepto de salinidad variable puede discretizarse de tal manera que puede quedar definido mediante series de dos variables fundamentales: la concentración salina, y el tiempo de duración de dicha concentración. De esta forma, si pensamos en una gráfica que describa este fenómeno, obtendremos una sucesión de distintas concentraciones salinas con determinados tiempos de duración (Figura 4). En consecuencia, se pueden presentar distintas concentraciones salinas con distintos tiempos de duración. Como es muy difícil simular esta situación, se simplificó la realidad transformando las series en ciclos y fijando el valor de algunas de las variables. Si la salinidad variable se obtiene como consecuencia de vertidos salinos sobre un agua

residual dulce de base, se pueden definir tiempos con salinidad (t_{cs}) y tiempos sin salinidad (t_{ss}) correspondiendo este último a la situación de baja salinidad del agua dulce de base, que para nuestro caso consideramos 1.500 mg/l.

Entonces, suponiendo una situación desfavorable, donde exista aportación o infiltración de agua de mar a una red de alcantarillado unitario del 50%, se decidió fijar nuestra punta salina en 15.000 ppm de NaCl. Teniendo ya estas variables fijas, se puede experimentar haciendo variar los t_{cs} y t_{ss} .

Recordando que en la naturaleza existen sistemas que viven en medio salino variable, como es el caso de los estuarios, donde la salinidad se renueva en ciclos de 6 horas aproximadamente, entonces para obtener una buena siembra, mezclamos lodo de estuario y agua residual urbana.

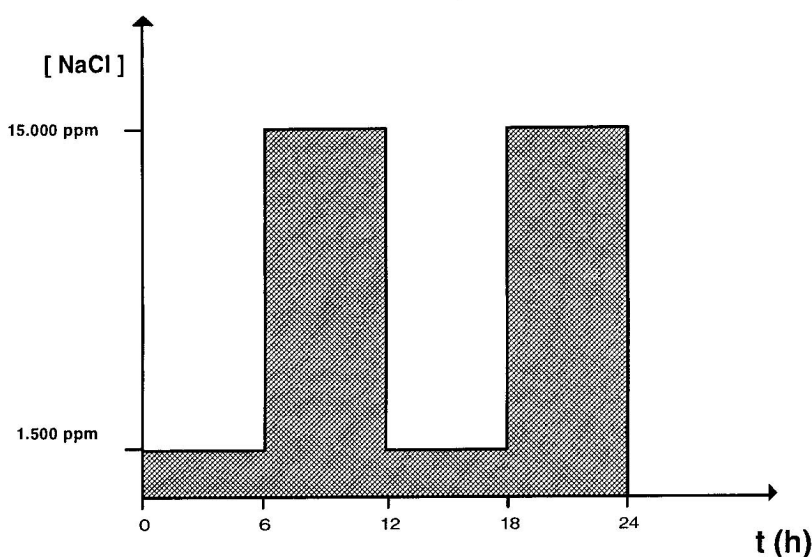


Figura 5. Ciclo 6+6

Este primero proporcionará los microorganismos de ambiente salino variable, y el agua residual los típicos de agua dulce. Así, la primera fase de nuestra experimentación fue aclimatar el sistema a ciclos de 6 h (t_{cs}) + 6 h (t_{ss}) para una concentración de 15.000 ppm de NaCl de t_{cs} y 1.500 ppm de NaCl de t_{ss} (Figura 5), de forma que se pudiera desarrollar una biopelícula capaz de sobrevivir en ambiente salino variable.

De una red municipal con vertidos industriales salinos importantes, para simular esta situación se fijó la concentración del t_{cs} en 15.000 ppm de NaCl, y la del t_{ss} en 1.500 ppm de NaCl. La segunda fase de nuestra experimentación consistió en suministrar ciclos de 6 h (t_{cs}) + 18 h (t_{ss}), 8 h (t_{cs}) + 16 h (t_{ss}), y 10 h (t_{cs}) + 14 h (t_{ss}) suponiendo distintos tiempos de vertido para una jornada de trabajo de 24 h. Después de

experimentar con estos ciclos, se pasó a intercalar 40 h (t_{ss}) en el ciclo 8 h (t_{cs}) + 16 h (t_{ss}), con el objeto de simular una situación de vertido nulo por ser fin de semana. Debido a los resultados obtenidos en esta fase, se redujeron estas 40 h a 30 h.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la experimentación se trabajó con una CH = 0,078 m³/m².d, y COA = 11,66 g DQO/m².d, y se funcionó con ciclos de 6+6, 6+18, 8+16, 10+14, horas de t_{cs} de 15.000 mg/l de NaCl y t_{ss} de 1.500 mg/l de NaCl respectivamente.

Una vez aclimatado el reactor a una condición de salinidad variable, se obtuvo porcentajes de eliminación global del 90% en el proceso de cuatro etapas (Carga Orgánica Eliminada [COE] de 10,49 g DQOe/m².d).

Comparando el ciclo 6+6 con el 6+18, se observa que globalmente eliminan la misma cantidad de carga orgánica. De aquí se deduce que cualquier t_{ss} intercalado en este ciclo entre 6 y 18 horas, no afecta de forma alguna el funcionamiento global del sistema. Sin embargo, la carga orgánica eliminada (COE) con el ciclo 6+6 en la primera etapa del RBC es de 19,12 g DQO/m².d, mientras que con el ciclo 6+18 es de 7,92 g DQO/m².d. Esto indica que la primera etapa tiene peor funcionamiento en este último ciclo, pero paulatinamente, mediante el fuerte trabajo de las demás etapas, se puede alcanzar un rendimiento global similar al

primero.

Aceptando entonces que la variación de t_{ss} entre 6 y 18 horas no afecta la capacidad del sistema de 4 etapas para eliminar la DQO, podemos comparar los ciclos 6+18, 8+16 y 10+14 (Figura 6). En esta parte, se comprueba lo indicado por *Lawton & Eggert (1957)* para lechos bacterianos en el sentido de que el incremento de t_{cs} sí afecta los resultados globales de eliminación de carga orgánica, ya que se aprecia una reducción de la eliminación global de la carga orgánica del sistema, que baja del 90% en el ciclo 6+18, a un 70% en el ciclo 8+16, y a un 50% en el ciclo 10+14.

Visto que la variación de los t_{cs} afectan el rendimiento, mientras para valores de t_{ss} entre 6 y 18 horas la

depuración será la misma, se pasa a analizar los ciclos 8+16, 8+30 y 8+40, donde se hace mayor este t_{ss} . En estos ciclos, se observa una disminución de la COE (Figura 6), y así se ve cómo al aumentar este t_{ss} a tiempos superiores a las 16 horas, disminuye la capacidad de depuración del sistema.

Bezanilla (1993), operó un proceso de RBC de características idénticas a las nuestras, pero con 2 etapas, y empleó agua residual dulce a base de glucosa, bajo la misma carga hidráulica y condiciones de carga orgánica similar, y obtuvo resultados globales de eliminación de DQO del 91%, y del 78% en primera etapa.

Si hacemos una comparación entre los resultados obtenidos con el ciclo 6+6, y los obtenidos con agua dulce (Bezanilla, 1993), la COE global en ambos sistemas es similar (Figura 7). Sin embargo, en la primera etapa y las 2 primeras etapas, con agua dulce se consigue una eliminación mucho mayor que con salinidad variable. Queda también en evidencia loforzada que funciona la primera etapa en ambiente salino variable. Puede decirse que así como las dos

primeras etapas de un RBC tratando agua residual dulce se encargan de eliminar prácticamente el 90% de la COA, en un RBC tratando agua residual de salinidad alta y variable, se requieren 4 etapas para lograr un mismo grado de depuración. Este hecho es similar al señalado por Mikucki & Poon (1976) que tratando agua residual salina, en el sentido que para obtener un igual grado de depuración es necesario reducir la COA de diseño al aumentar la salinidad.

De esta situación se aprecia claramente que al introducir salinidad variable a un sistema con agua dulce, los organismos capaces de tolerar estas nuevas condiciones ambientales se reducen, y por los resultados obtenidos, su cinética de eliminación de sustrato también es menor. Así que se necesitan 4 etapas para conseguir la misma eliminación de carga orgánica que se logra en agua dulce con dos.

Al funcionar con agua residual salina, se presenta una

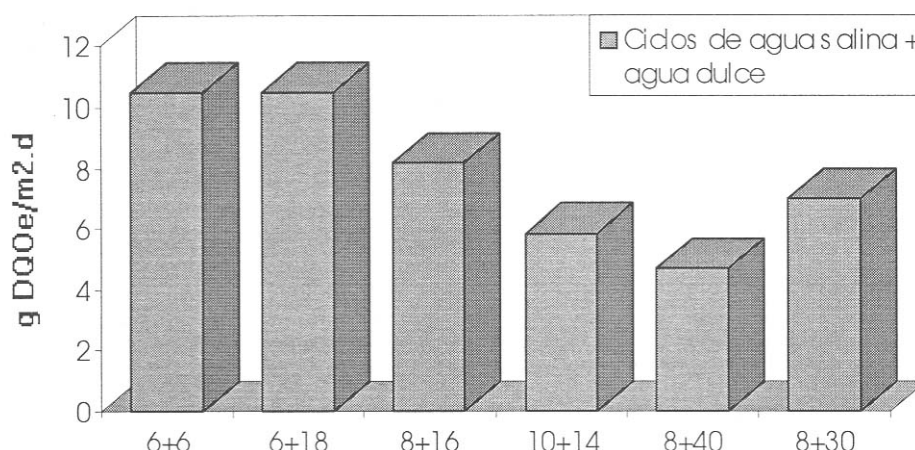


Figura 6. Eliminación de la DQO según los ciclos (g DQOe/m².d)

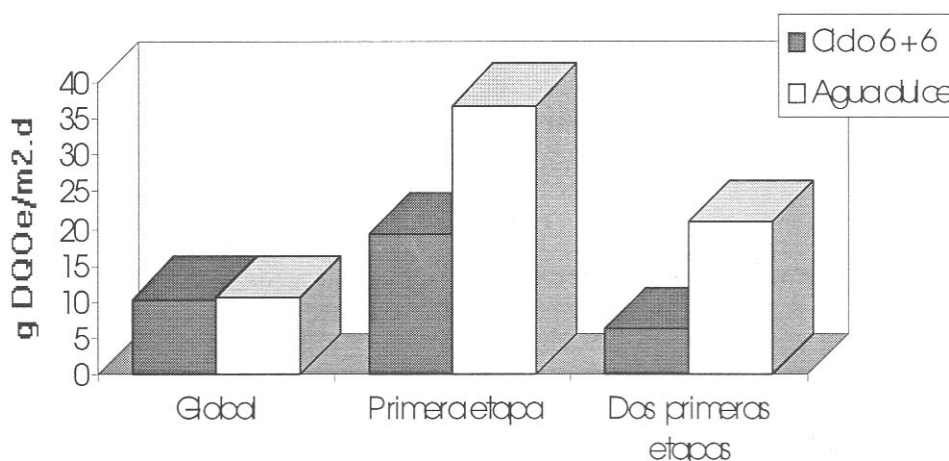


Figura 7. Comparación de rendimientos entre salinidad variable y agua dulce (g DQOe/m².d)

reducción del espesor de la biopelícula, de 4 mm al cabo de unas 3 horas de afluente salino se reduce a 3,75 mm. Se considera que esto es debido al cambio de presión osmótica que va a producir una deshidratación de las células, y en consecuencia una pérdida de volumen. Además por el corto tiempo de realización de este fenómeno, indica que se trata de un fenómeno físico (permeación del agua a través de la membrana celular).

CONCLUSIONES

Bajo las condiciones experimentales practicadas, es decir, salinidad variable en el contactor biológico rotatorio de cuatro etapas, con agua residual sintética (a base de glucosa), puntas de 15.000 ppm de NaCl, bajo una carga hidráulica de 0,078 m³/m².d, y una carga orgánica afluente de 11,66 g DQO/m².d, se han obtenido las siguientes conclusiones:

1. Al mantener el tiempo de concentración salina constante en 6 horas, se consigue un 90% de la eliminación de la DQO, para periodos de baja salinidad (t_{ss}) entre 6 y 18 horas.
2. La biopelícula es más sensible a las puntas salinas que a los periodos de baja salinidad.
3. Para puntas salinas de 8h, el aumento del periodos de baja salinidad (t_{ss}) por encima de 16 horas hace disminuir el rendimiento del RBC.
4. Se obtienen menores rendimientos en primera etapa al funcionar con salinidad variable que con agua dulce detectándose que la carga orgánica aplicada (COA) afecta mucho más con salinidad variable que con agua dulce.

LISTA DE SÍMBOLOS

COA	:	Carga Orgánica Aplicada
COE	:	Carga Orgánica Eliminada
CH	:	Carga Hidráulica
DBO	:	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	:	Demanda Química de Oxígeno
RBC	:	Rotatory Biological Contactor
t_{cs}	:	Periodos con salinidad
t_{ss}	:	Periodos de baja salinidad
USEPA	:	United States Environmental Protection Agency

REFERENCIAS

Amieva del Val, Juan J. (1993). Viabilidad del proceso "BE" (Biopelícula Extraíble). Aplicación a un RBC. Tesis Doctoral. Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Santander, España.

- Bezanilla revilla, José A. (1993). Depuración de aguas residuales en un Contactor Biológico Rotativo (RBC) con alternancia en el sentido de flujo. Tesis Doctoral. Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Santander, España.
- Kincannon, D. F. & Gaudy, A. F. Jr. (1966). *Some effects of high salt concentrations on activated sludge*. Journal WPCF, 38, 1148-1159.
- Kincannon, D. F. & Gaudy, A. F. Jr. (1968). *Response of biological waste treatment systems to changes in salt concentrations*. Biotechnol. Bioeng., 10, 483-496.
- Kinner, N. E. & Bish P, P. L. (1982). *Treatment of saline domestic wastewater using RBC's*. Env. Eng., ASCE, 108, 650-664.
- Lawton, G. W. & Eggert, C. V. (1957). *Effect of high sodium chloride concentration on trickling filter slimes*. Sewage & Ind. Wastes, 29, 1228-1236.
- Ludzack, f. J. & Noran, D. K. (1965). Tolerance of high salinities by conventional wastewaters treatment processes. Journal WPCF, 37, 1404-1416.
- Mikucki, W. J. & Poon, C. P. C. (1976). An evaluation of the bio-surf process for the treatment of saline-domestic wastewater. Proceedings of the 8th Annual Offshore Technology Conference. Houston, Tex., 293-298.
- Mills, E. V. & Wheatland, A. B. (1962). *Effect of saline sewage on the performance of percolating filters*. Water & Waste Trt. Journal, 9, 170-172.
- Nemerow, Nelson 1. (1977). Aguas Residuales Industriales. Teorías, aplicaciones, tratamiento. H. Blume Ediciones. Madrid.
- Poon, C. P. C.; Chao, y-l & mikucki, w. J. (1979). *Factors controlling rotating biological contactor performance*. J. WPCF, 51, 601-611.
- Poon, C. P. C. & Mikucki, w. J. (1978). *Rotating biological contactors treat Island's saline sewage*. Water Sewage Works, 62-66.
- Soto, m.; Méndez, R & lema, j.M. (1990). Efluentes residuales en la industria de procesado de productos marinos. Ingeniería Química, 203-209.
- Stewart, m. J.; Ludwig, h. F. & Kearns, w. H. (1962). *Effects of varying salinity on the extended aeration process*. Journal WPCF, 34, 1161-1177.
- Tokuz, R. Y. & Eckenfelder, w. W. (1978). *The effect of F/M ratio on an activated sludge system treating high salinity wastewater*. Proceedings on the 33rd Purdue Industrial Waste Conference. Purdue Univ., 200-203.
- Woolard, C. & Irvine, r. (1994). *Biological treatment of hypersaline wastewater by a biofilm of halophilic acteria*. Water Environment Research, 66, 230-235.