

USO DE LA ÓSMOSIS INVERSA PARA LA REGENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS. OPTIMIZACIÓN DEL PRETRATAMIENTO.

Juan Antonio López Ramírez, Santiago Sahuquillo Paul¹, Diego Sales Márquez y José María Quiroga Alonso.*

Resumen

En este trabajo se presentan parte de los resultados del funcionamiento de una planta piloto experimental de ósmosis inversa de 100 m³/día, para la reutilización de las aguas residuales urbanas procedentes de una EDAR de fangos activos. La planta está dotada de diversas unidades de tratamientos terciarios (clarificación con cal, UV, ozono...) que es preciso optimizar para evitar el ensuciamiento y biofouling de las membranas de acetato de celulosa de la unidad de ósmosis inversa. Para ello, se han empleado distintas concentraciones de cal para elevar el pH (pH=10,28 - 12,11) y estabilizar los fangos generados, así como distintas dosis de cloruro férrico (15, 20 y 25 mg/L) para la coagulación del agua. El control microbiológico se ha realizado empleando hipoclorito sódico (8 mg/L) y un equipo de rayos UV. La calidad del agua obtenida en las condiciones consideradas como óptimas (pH=10,5; FeCl₃: 25 mg/L; floculante: 0,5 mg/L e hipoclorito sódico: 8 mg/L) es elevada, presentando una conductividad media de 66 (S/cm) y valores muy bajos de DQO (4 mg O₂/L), lo que permite su inyección en un acuífero de la zona que presenta intrusiones marinas.

Palabras Clave: ósmosis inversa, clarificación con cal, planta experimental, reutilización, regeneración.

Introducción

El empleo de la ósmosis inversa para la regeneración del agua residual ha tenido un gran éxito en los proyectos donde se ha utilizado, consiguiéndose agua de elevada calidad (Asano et al., 1995; Schoeman et al., 1996). Cuando se emplea la ósmosis inversa, y especialmente tras el tratamiento convencional de fangos activos, además de la deposición de sólidos en suspensión que existen en el agua, se corre el peligro de que las membranas sean colonizadas por los microorganismos si no se cuenta con un sistema fiable de desinfección. Ésto puede ser especialmente grave en el caso de las membranas de acetato de celulosa, dado que la colonización microbiana las puede dañar de forma irreversible (Ridgway, 1987, 1988 y 1990, Sinclair, 1982). Por este motivo, la regeneración de los efluentes con este tipo de tecnología de membranas requiere un pretratamiento como medida de precaución. (Asano et al, 1991; Geselbracht et al,

1995). Este pretratamiento debe eliminar del agua la mayoría de los microorganismos, sólidos en suspensión y materia coloidal, de tal forma, que prácticamente, las membranas sólo reciban agua con materia disuelta. Por tanto, es necesario encontrar las condiciones óptimas de funcionamiento con cada tipo de efluente y unidad de tratamiento físico-química empleada (Asano y Mills, 1990; D'Angelo, 1993; Paret y Elsner, 1993; Newnham, 1993).

El presente trabajo se enmarca dentro del proyecto de reutilización de aguas residuales que se puso en marcha en España en el periodo 1992-1995. Para su realización se contó con una planta piloto experimental de la Dirección General de Calidad de las Aguas ubicada dentro de la EDAR de La Barrosa, en Chiclana de la Frontera, Cádiz, la cual dispone de un sistema de fangos activos y una capacidad de 10.000 m³/día.

* Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Cádiz, Polígono Río San Pedro s/n. 11510 Puerto Real, Cádiz. Telf: 956 470858 Fax: 956 470811 e-mail: juanantonio.lopez@uca.es

¹ PRIDESA. Carretera del Medio 173. L'Hospitalet, Barcelona. Telf: 93 3351500

Artículo recibido el 31 de mayo de 1999, recibido en forma revisada el 20 de septiembre de 1999 y aceptado para su publicación el 4 de octubre de 1999. Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo siguiendo lo indicado en las "Instrucciones para autores". En el caso de ser aceptadas, éstas serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores.

Descripción de la planta

La planta experimental, con una capacidad de producción de 100 m³/día, tiene como objetivo optimizar los procesos necesarios para la obtención de un agua de alta calidad y reutilizable a un coste razonable. El agua obtenida, de elevada calidad, se inyecta directamente en el acuífero de la zona que presenta intrusiones marinas.

La planta consta de cuatro módulos interconectados entre sí: módulo de decantación, módulo de filtración, módulo de ósmosis inversa y caseta de control y laboratorio. Está completamente automatizada y tiene una gran versatilidad y flexibilidad que le permite emplear o no las distintas unidades de tratamiento de que consta, en la Figura 1 aparece una vista general de la instalación. Además, dispone de la suficiente instrumentación en campo para llevar el control remoto de las variables de los distintos procesos: caudalímetros, pH-metros, conductivímetros, indicadores de presión, termopares, etc... En la Figura 2 aparece el diagrama de flujo de la instalación



Figura 1: Vista general de la instalación experimental.

La caseta consta de una oficina donde se realiza el seguimiento del funcionamiento de la instalación a través de un control distribuido Yokogawa μ XL, capaz de tratar en tiempo real toda la información generada mediante más de 370 entradas y salidas analógicas y digitales. Las operaciones y datos obtenidos durante 24 horas se enviaban mediante módem a la oficina de la empresa en Barcelona y a la Dirección General de Calidad de las Aguas en el Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente en Madrid. El laboratorio permite la realización de medidas rutinarias y sencillas para el seguimiento de la instalación.

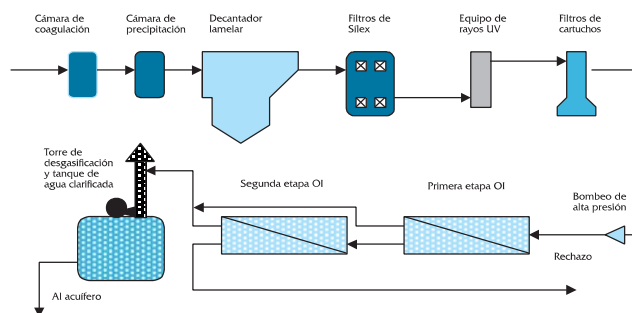


Figura 2: Diagrama de flujo de la instalación.

Material y métodos

Con el objetivo de estudiar el funcionamiento de las membranas de acetato de celulosa en función de la calidad del agua, se aplicaron tres tipos de tratamientos al agua que entraba en la unidad de ósmosis inversa: *tratamiento intenso*, *tratamiento moderado* y *tratamiento mínimo*.

En este trabajo se muestran únicamente los resultados obtenidos con el tratamiento intenso, el cual constó de las siguientes operaciones: coagulación con cloruro férrico, desinfección con hipoclorito sódico, clarificación con cal, floculación, decantación lamelar, recirculación externa de fangos, filtración sobre sílex, irradiación con rayos UV, microfiltración (5 μ), acidificación, decloración, ósmosis inversa y arrastre con aire.

Los ensayos de jar tests de laboratorio permitieron establecer unos valores de pH y rango de concentraciones de cloruro férrico que fueron optimizados en planta. Por ello, el tratamiento intenso constó de diferentes etapas en las que se emplearon las siguientes concentraciones de partida: 15 mg/L de cloruro férrico y empleo de valores de pH entre 10,96-12,11; ensayos con 20 mg/L de cloruro férrico y pH comprendidos entre 10,59 y 11,11; y ensayos con 25 mg/L de cloruro férrico y valores de pH entre 10,28 y 11,90.

Los objetivos que se pretenden alcanzar en cada unidad de tratamiento fueron agrupados en función de los distintos módulos:

Módulo de decantación

- Validación y optimización de la concentración del floculante en la decantación.
- Validación de la dosis del coagulante obtenida en el laboratorio como óptima, y optimización de la decantación.

- Validación de la influencia de la cal en la decantación, y búsqueda del valor óptimo de pH para la descarbonatación y reducción de sólidos en suspensión del agua de aporte.
- Validación y optimización de la dosis de hipoclorito sódico que garantice la concentración de cloro libre residual recomendada por el fabricante de las membranas (0,5 mg/L).

Módulo de filtración

- Estudio de la eficacia y de la duración de los ciclos de trabajo de los filtros de sílex.
- Estudio de la eficacia y duración de los filtros de seguridad de 5 micras.
- Estudio de la intensidad del equipo de rayos ultravioletas en la cámara de reacción y del grado de desinfección.

Módulo de ósmosis inversa

- Estudio del funcionamiento de las membranas de ósmosis inversa mediante el seguimiento de los parámetros que puedan indicar los posibles daños sufridos por las membranas trabajando en dos etapas y al 75% de conversión (caudales, conversión, pérdida de carga, rechazo de sales...).

Métodos analíticos

Los métodos analíticos empleados para la realización de los análisis físico-químicos y microbiológicos que se presentan son los descritos en APHA-AWWA-WPCF (1992). Además se emplearon los siguientes de forma rutinaria para el control de la planta: *Alcalinidad permanente*: el método empleado es el de la fenolftaleína. *Alcalinidad temporal*: se empleó el método del naranja de metilo. *Dureza cálcica*: se realizó utilizando el método de la murexida. *Dureza total*: (la magnésica se obtiene como diferencia de la total con la cálcica): se realiza mediante la valoración con negro de eriocromo. SDI: (fouling index) se ha realizado una modificación de la norma ASTM, por la cual el tiempo transcurrido entre las dos medidas siempre fue de 15 minutos.

Para la realización de los ensayos se emplearon los siguientes reactivos comerciales: cloruro férrico, cal apagada, hipoclorito sódico, polielectrolito usado como floculante (Pasafloc IL 35), ácido clorhídrico, bisulfito sódico, anti-incrustante (Osmoprot S-36), hidróxido sódico.

Resultados y discusión

El experimento que presentó mejores resultados fue el que empleaba 25 mg/L de cloruro férrico, por lo que ha sido elegido para ser presentado en este trabajo. Las condiciones empleadas en este experimento se presentan a continuación.

- Cloruro férrico: 25 mg/L.
- pH: se varió entre 10,28 y 11,9 mediante la adición de hidróxido cálcico.
- Floculante 0,5 mg/L (concentración obtenida a partir de los anteriores experimentos).
- Hipoclorito sódico 8 mg/L.

Módulo de decantación

En la figura 3 aparece representada la evolución de la turbidez en el agua bruta y en el agua clarificada, así como los valores de pH del agua clarificada durante todo el experimento. En función del pH es posible distinguir dos zonas. La primera que llega hasta el día doce con pH=10,5, y en la que la turbidez del agua decantada supera a la del agua de entrada. La segunda, a partir del día doce, con valores de pH superiores a 10,5, y en la que desciende notablemente la turbidez del agua de salida. La razón de esta variación se debe a que el aumento de pH produce una mayor densidad de los fangos, y como consecuencia de ello se produce una mayor eliminación de coloides y de sólidos en suspensión (Ronzano, 1995).

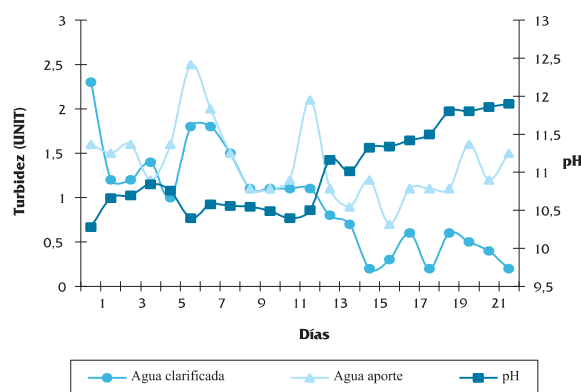


Figura 3: Evolución de la turbidez del agua de aporte y turbidez y pH del agua clarificada en el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

La conductividad del agua clarificada, figura 4, experimenta un descenso con respecto al agua de aporte, como consecuencia de la precipitación de ciertas especies (carbonatos y calcio, principalmente) debido al aumento de pH que supone la adición de cal. Esta precipitación presenta una doble venta-

ja, por un lado se reduce la posibilidad de precipitación sobre las membranas, y por otro lado, la calidad del agua permeada mejora.

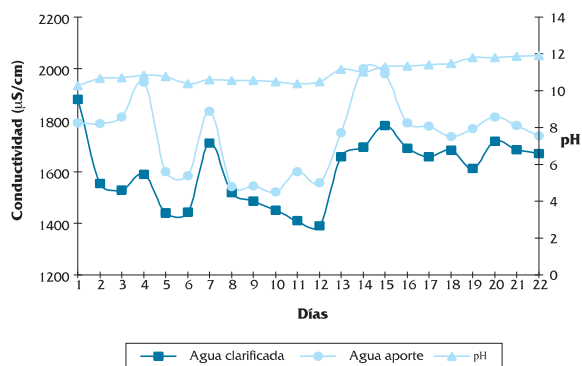


Figura 4: Evolución de la conductividad del agua clarificada y del agua de aporte, y del pH del agua clarificada en los ensayos con 25 mg/L de cloruro férrico.

Los fangos generados, que se concentran en la parte inferior del decantador, son posteriormente purgados del sistema mediante la acción de una bomba temporizada, lográndose así mantener la concentración adecuada de éstos (establecida entre los 100-150 mL de fangos/L de agua clarificada, tras una hora de decantación).

En la figura 5 se representan los valores obtenidos de alcalinidad temporal en el agua de aporte y clarificada. También aparecen dos zonas diferenciadas en función del pH de operación; una que se corresponde con el pH de 10,5, en la que la diferencia entre ambas alcalinidades es menor y en la que se cumple la mejor relación de decarbonatación: $TA = (TAC/2)(0,5)$ (Degremont, 1979). La otra, a partir del día doce, se corresponde con valores de pH superiores a 11,0, y en la que en tan sólo una ocasión, día 20, se consigue cumplir la mejor relación de decarbonatación.

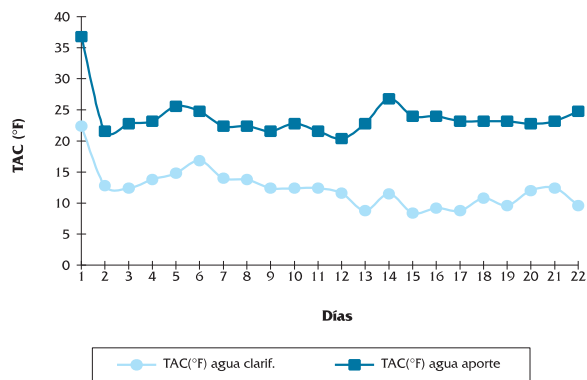


Figura 5: Evolución de la alcalinidad temporal del agua de aporte y del agua clarificada en el ensayo con 25 mg/L de cloruro férrico.

En la figura 6 se aprecia la evolución de la concentración de calcio en el agua de aporte y clarificada. En esta figura se observan también dos tendencias en la curva de concentración de calcio presente en el agua clarificada: una que va desde el día 3 al 12 y en la que ésta permanece constante, y otra, a partir del día 13, en la que se aprecia un ligero crecimiento. El punto de inflexión entre ambas tendencias viene determinado por el aumento de pH que se produce a partir del día 12, como consecuencia del aporte en exceso de iones calcio provenientes de la cal.

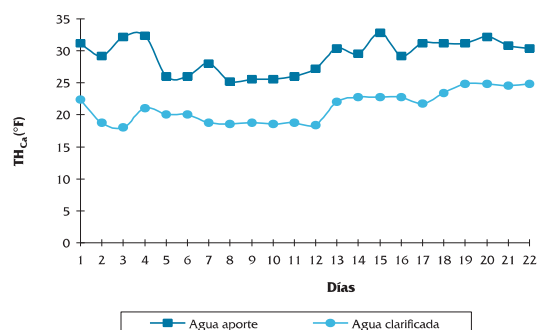


Figura 6: Evolución de la dureza cálcica del agua de aporte y clarificada en el ensayo con 25 mg/L de cloruro férrico.

En la figura 7 aparecen representados los valores de SDI del agua de salida del decantador durante el tiempo que duró el experimento. Se puede apreciar como mejoran los resultados obtenidos desde los primeros hasta los últimos días de experimentación, coincidiendo con el aumento de pH.

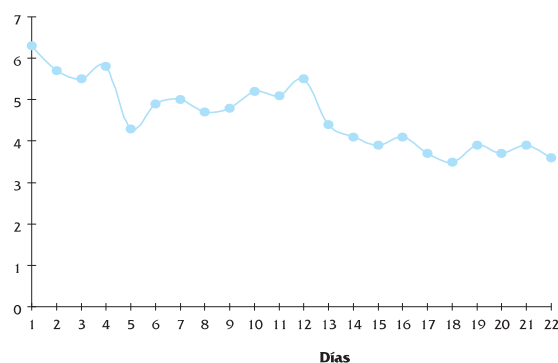


Figura 7: Evolución del SDI durante el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

Módulo de filtración

Durante el tiempo que duró el experimento se pusieron en funcionamiento dos filtros. En la figura 8 aparecen representados, para cada uno de los filtros empleados, los valores de turbidez en el agua de entrada y salida y el SDI del agua de salida. El primer filtro estuvo en funcionamiento un total de do-

ce días. Se observa en dicha figura cómo la turbidez del agua de salida muestra una tendencia ascendente con el paso del tiempo, llegándose incluso a superar los valores de turbidez del agua de entrada. En este momento se da por agotado el ciclo de funcionamiento del filtro y se le somete al lavado.

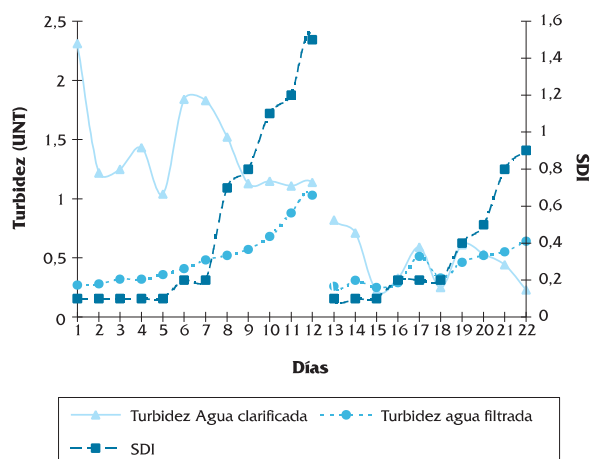


Figura 8: Evolución de la turbidez antes y después de los filtros de sílex y SDI del agua filtrada en el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

El funcionamiento del segundo filtro es análogo al del anterior, aunque el agua de entrada a los filtros es de mejor calidad, debido, como se ha visto en la figura 7, a que el funcionamiento del decantador mejora al aumentar la dosis de cal.

El equipo de rayos ultravioletas, excepto en los dos últimos días del ciclo operativo del primer filtro, mantuvo una elevada intensidad en la cámara de reacción entre el 85 y 90%, dada la transparencia del agua clarificada. No se registró la presencia de microorganismos en los análisis que se realizaron.

Módulo de ósmosis inversa

Antes de la entrada del agua a la unidad de ósmosis inversa ha sido necesario acondicionar el pH del agua de entrada a la misma ya que, siguiendo las recomendaciones del fabricante de las membranas, éstas no pueden soportar pH mayores de 6. Esta operación se ha realizado mediante la adición de ácido clorhídrico.

En la tabla 1 quedan recogidos los datos de los principales parámetros de operación de la unidad de ósmosis inversa correspondientes al tiempo que duró el experimento. La unidad operó en una configuración de dos etapas (75% de conversión). Las

membranas empleadas eran Hydranautics 4040 MSY CAB2 de acetato de celulosa. En este caso, el experimento se prolongó por espacio de 18 días solamente. La razón estriba en que para el arranque de la unidad fue preciso esperar a la estabilización del manto de fangos del decantador.

En la figura 9 aparece representada la evolución de los caudales de entrada, producto y normalizado (caudal referenciado a unas condiciones fijas de presión y temperatura, 15 kg/cm² y 25 °C respectivamente) en los días de experimentación. Se observa que no solo no existe decaimiento en el caudal de agua producto, sino que se produce un aumento en la producción, lo que hace suponer que el pretratamiento desarrollado es adecuado (Ammerlaan, 1994). Además, se aprecia como el caudal normalizado prácticamente coincide con el caudal de agua producto, lo que confirma el buen pretratamiento realizado al agua ya que no se registran pérdidas de caudal.

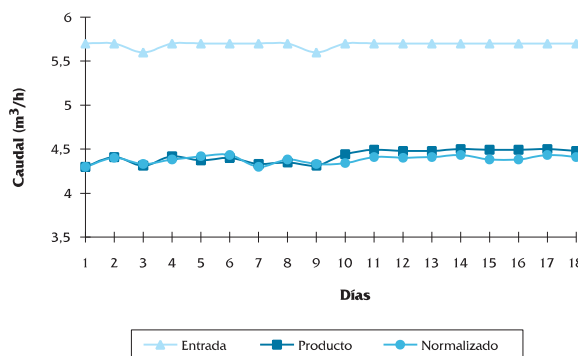


Figura 9: Evolución de los caudales de entrada, producto y normalizado en el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

La evolución de la conversión, tabla 1, tiene una tendencia creciente, debida al aumento de la temperatura, lo que conduce a una mayor permeabilidad de las membranas y por tanto una mayor producción en el sistema.

En la figura 10 se representa la evolución de la presión del agua de entrada a la unidad de ósmosis inversa, su temperatura y la presión del agua rechazo. Mientras que la presión permanece constante a lo largo del experimento, la temperatura aumenta ligeramente, para permanecer posteriormente constante. Esto lleva a que las membranas permeen mas agua y aumente su producción, como queda reflejado en la figura 9.

La pérdida de carga en la unidad de ósmosis inversa presenta hasta el día nueve un valor de 1

TABLA 1: PARÁMETROS DE OPERACIÓN EN LA UNIDAD DE ÓSMOSIS INVERSA DURANTE EL EXPERIMENTO CON 25 MG/L DE CLORURO FÉRRICO.

	Días																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Pérdida de carga (kg/cm²)	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Conversión (%)	75,4	77,4	77,0	77,5	76,7	77,2	76,0	76,3	77,0	77,9	78,8	78,6	78,6	78,9	78,8	78,8	78,9	78,6
Caudal 1ª etapa (m³/h)	2,44	2,52	2,46	2,51	2,50	2,52	2,48	2,49	2,45	2,54	2,57	2,58	2,56	2,57	2,57	2,57	2,58	2,57
Caudal 2ª etapa (m³/h) (I)	1,22	1,26	1,23	1,26	1,25	1,26	1,25	1,24	1,23	1,27	1,27	1,27	1,28	1,28	1,28	1,28	1,28	1,28
Caudal 2ª etapa (m³/h) (II)	0,64	0,63	0,62	0,65	0,65	0,62	0,60	0,62	0,63	0,63	0,65	0,65	0,64	0,65	0,64	0,64	0,64	0,63
Conductividad 1ª etapa (µS/cm)	57	57	56	55	57	55	52	56	56	50	50	52	54	50	56	49	52	50
Conductividad 2ª etapa (µS/cm) (I)	97	98	101	92	99	101	90	98	101	88	86	88	88	82	90	82	87	84
Conductividad 2ª etapa (µS/cm) (II)	98	97	103	92	97,9	100	92	96	103	87	85	89	90	83	91	82	89	83
Rechazo de sales (%)	95,0	95,0	95,2	95,4	95,3	95,2	95,8	95,3	95,2	95,7	95,8	95,7	95,6	95,7	94,8	95,6	95,4	95,6
Cloro Libre (mg/L)	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

kg/cm². A partir del décimo día ésta alcanza un valor de 1,1 kg/cm² que lo mantiene hasta el final del experimento. Ello se debe al aumento de caudal motivado por el aumento de temperatura que hace que exista una mayor pérdida de carga en el sistema. El ensuciamiento queda descartado por los bajos valores de SDI obtenidos. De hecho, el caudal de agua producto y la pérdida de carga poseen la misma tendencia.

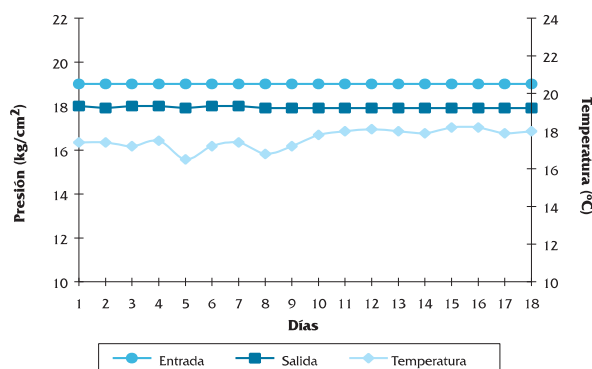


Figura 10: Evolución de los valores de presión y temperatura en el agua de entrada y presión del agua rechazo en el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

En la figura 11 aparece representada la evolución de los valores de conductividad en el agua de entrada y en el agua producto. Se aprecia cómo el agua de entrada tiene una conductividad relativamente constante durante todo el experimento, aunque en los últimos días se observa una cierta tendencia descendente. El análogo comportamiento del agua producto evidencia que no se ha producido daño en las membranas.

La evolución del rechazo global de las membranas tiene una tendencia constante y no refleja pérdida de la capacidad de rechazo de las membranas.

Los demás parámetros de operación recogidos en la tabla 1 tampoco indican la existencia de pro-

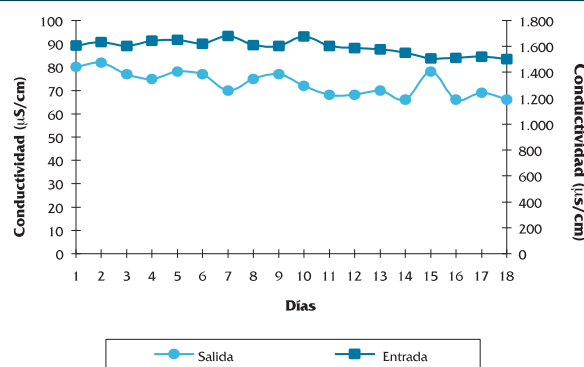


Figura 11: Evolución de los valores de conductividad en el agua de entrada y agua producto en el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

blemas en la unidad. Por su parte, los valores medidos de cloro libre son los recomendados por el fabricante para el control microbiológico de las membranas, gracias al control automatizado del mismo.

En la figura 12 aparece representada la diferencia de conductividad existente entre el agua obtenida directamente de las membranas y la destinada a su inyección directa al acuífero tras pasar el agua por la unidad de desgasificación. Como se observa esta diferencia es apreciable, debido a la eliminación que se produce de dióxido de carbono lo que mejora la calidad del efluente final.

Calidad del agua regenerada

Al objeto de caracterizar la eficacia del tratamiento estudiado se efectuó una analítica al agua de aporte y al agua destinada a la inyección en el acuífero. Las condiciones de operación elegidas para el análisis y toma de muestras fueron las siguientes:

- Cloruro férrico: 25 mg/L.
- pH: 10,50.
- Flocculante: 0,5 mg/L.
- NaClO: 8 mg/L.

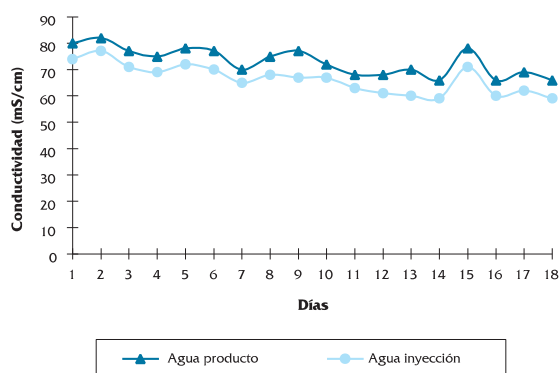


Figura 12: Diferencias de conductividad debidas a la unidad de desgasificación entre el agua destinada a la inyección en el acuífero (desgasificada) y la obtenida directamente de las membranas (agua producto) en el experimento con 25 mg/L de cloruro férrico.

Los resultados quedan recogidos en la tabla 2. Se puede apreciar cómo el agua producto presenta unas características que hacen que sea perfectamente reutilizable para gran variedad de usos. Así, cabe destacar la ausencia de microorganismos en el efluente, lo que permite el empleo seguro por parte de los usuarios, incluso el riego de vegetales que se consumen crudos.

Tabla 2: Análisis realizada al agua de aporte y al agua producto de inyección al acuífero.

Parámetro	Agua de aporte	Agua producto
pH	8,03	6,98
Conductividad (μS/cm)	1.507	66
D.Q.O. (mg O ₂ /L)	34	4
D.Q.O. ₅ (mg O ₂ /L)	16	-
S.S. (mg/L)	22	0
Turbidez (U.N.T.)	1,7	0,35
Sulfatos (mg/L)	127	<10
Nitratos (mg/L)	135	18
Cloruros (mg/L)	226	9
Fosfatos (PO ₄ ³⁻ mg/L)	6	0,03
Nitritos (mgNO ₂ /L)	0,22	<0,02
Alcalinidad (mg Ca(HCO ₃) ₂ /L)	330	20
Calcio (mg/L)	109	4
Magnesio (mg/L)	39	1
Coliformes Totales/100 mL	Incontables	No detectado
Coliformes Fecales/100 mL	No detectado	No detectado
Aerobios (25°C)/mL	7.500	No detectado

El bajo contenido salino de este agua la hace muy útil para numerosos usos en los que la presencia de sales pueda afectar negativamente a la aplicación deseada. Los bajos valores alcanzados eliminan los problemas de sodicidad y toxicidad iónica específica habituales con el empleo de aguas regeneradas no desaladas. Respecto a los nutrientes, las concentraciones que aparecen en el efluente para su inyección directa, garantizan que no se van a producir fenómenos de eutrofización en el caso de

su inyección a los acuíferos.

Por último, los bajos valores de materia orgánica encontrados en el efluente hacen pensar que su introducción en un acuífero no van a provocar problemas en el mismo. Respecto a los microcontaminantes, y dado el origen doméstico de las aguas residuales, no parece que vayan a suponer ningún problema para la reutilización. Además, las características de rechazo de las membranas suponen un fuerte impedimento al paso de éstos a las aguas regeneradas.

Conclusiones

A la vista de los resultados experimentales obtenidos se pueden extraer las siguientes conclusiones:

Módulo de decantación

En los ensayos con 25 mg/L de cloruro férrico y valores de pH comprendidos entre 10,28 y 11,9 se observa que durante los días en los que se trabajó con pH próximos a 10,5, es cuando se producen los mejores valores de eliminación de conductividad, descarbonatación y calcio. Sin embargo, la eliminación de sólidos en suspensión no alcanza los niveles de los anteriores experimentos. El consumo de ácido clorhídrico en estas condiciones es aun menor que en el caso anterior, por producir una mayor descarbonatación.

Módulo de filtración

El comportamiento de los filtros de arena y de seguridad, ante las diferentes condiciones de operación experimentadas ha sido adecuado en todos los casos, motivado por la buena calidad, en general, del agua procedente de la unidad de decantación.

Módulo de ósmosis inversa

El comportamiento de las membranas ha sido excelente en todos los experimentos, no presentando problemas microbiológicos, ni de ensuciamiento, dado que no se han observado ni pérdida de caudales, ni pérdidas de cargas en el sistema. Por otro lado, la calidad del efluente es elevada en todos los casos como lo demuestran los bajos valores de conductividad obtenidos.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado mediante el acuerdo de colaboración entre la empresa Proyectos Acondicionamiento y Servicios del Agua S. A. (PRIDESA) y el Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente de la Universidad de Cádiz en la planta experimental que la Dirección General de Calidad de las Aguas (antiguo Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente). Asimismo es necesario destacar la ayuda prestada por el Sr Iglesias González-Nicolás de la Dirección General de Calidad de las Aguas.

Lista de símbolos

UV	Ultravioleta.
DQO	Demanda química de oxígeno.
TA	Grado alcalimétrico simple (alcalinidad permanente, medido en grados franceses).
TAC	Grado alcalimétrico completo (alcalinidad temporal, medido en grados franceses).
THCa	Grado hidrotimétrico cálcico (medido en grados franceses).
THT	Grado hidrotimétrico total (medido en grados franceses).
SDI	Índice de atascamiento (silt density index).

Referencias

- APHA (1992) Standard methods for examination of water and wastewater, 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Ammerlaan, A.; Franklin, J.; Moody, C. Controlling loss of salt rejection and water flux at the Yuma Desalting Plant. *Desalination*, 96, 421-429.
- Asano, T.; Mills, R. A. (1990). Planning and Analysis for Water Reuse Projects. *Journal of the American Water Works Association*. 1.
- Asano, T.; Richard, D; Crites, R. W.; Tchobanoglous, G. (1991). Evolution of Tertiary Treatment Requirements in California. *Wat. Environ. and Tec.* Vol 4, nº2.
- Asano, T. and Levine, A. (1995). Wastewater reuse: a valuable link in water resources management. *Water Quality International*. 4, 20-24.

- D'Angelo, S. (1993) Reusing Water in Nineties. *Wat. Environ. and Tec.* Vol 5, nº2.
- Degremont. (1979). *Technical handbook of water* (Spanish). 4ª Ed. Degremont. Bilbao, Spain. pp 1216.
- Geselbracht, J. and Freeman, S. (1995). Polyamide RO membranes help reclaim water. *Water Environment and Technology*, 3, 18-20.
- Newnham, D. F. (1993). Dual Distribution Systems. *Wat. Environ. and Tec.* Vol 5, nº2.
- Paret, M.; Elsner, M. (1993). Reclaimed Water Perspectives. *Wat. Environ. and Tec.* Vol 5, nº2.
- Ridgway, H. F. (1987) Microbial Fouling of Reverse Osmosis Membranes: Genesis and Control. In Mittelman MW (ed) *Biological fouling of industrial water systems: a problem solving approach*. Water Micro Associates, San Diego, CA 138-193.
- Ridgway, H. F. (1988). Microbial Adhesion and Biofouling of Reverse Osmosis Membranes. In: Parekh BS (ed) *Reverse Osmosis Technology: Applications for High Purity Water Production*. Ed. Marcel Dekker, New York, Basel; 429-481.
- Ridgway, H. and Safarik, J. (1990). Biofouling of reverse osmosis. *Proceedings of the International Workshop on Industrial Biofouling and Biocorrosion*, Stuttgart, Sept, 13-14, pp 81-111.
- Ronzano, E. and Dapena, J. L. (1995). *Biological Treatment of wastewaters* (Spanish). Pridesa. Ed. Díaz de Santos. pp. 511.
- Schoeman, J.; Steyn, A.; Scurr, P. (1996). Treatment using reverse osmosis of an effluent from stainless steel manufacture. *Wat. Res.* 9, 1979-1984.
- Sinclair, NA (1982). *Microbial Degradation of Reverse Osmosis Desalting Membranes, Operation and Maintenance of the Yuma Desalting Test Facility*, Vol. IV, U. S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Yuma, Arizona.