

DESINFECCIÓN CON CLORO Y LUZ UV EN UN PROCESO CONVENCIONAL DE REGENERACIÓN DE AGUA

Paula Aguirre, Joan García y Rafael Mujeriego

Resumen:

Este trabajo presenta los resultados experimentales obtenidos en una planta piloto de regeneración de agua residual, con capacidad para producir 20 m³/día de agua regenerada. El agua regenerada se destina al riego experimental de cultivos de consumo crudo. La planta está instalada en la EDAR de Mataró, donde se depuran aguas residuales con un contenido notable de aguas industriales. La planta piloto está dotada de diversos procesos de tratamiento (coagulación, floculación, decantación, filtración y desinfección) que se han optimizado para alcanzar la inactivación total de los indicadores bacterianos. El método de desinfección más adecuado para este tipo de efluentes depurados se ha determinado comparando dos métodos alternativos: hipoclorito sódico y luz ultravioleta. La desinfección con hipoclorito sódico se ha realizado utilizando una dosis de 8 mg Cl₂/l y un Cxt medio de 470 mg-minuto/l, logrando obtener un agua regenerada libre de indicadores bacterianos. La desinfección con luz UV se ha realizado utilizando una dosis de 125 mJ/cm², logrando alcanzar una inactivación media de 2,9 unidades logarítmicas (u_{log}/100 ml) de coliformes totales (CT) y de 3,8 u_{log}/100 ml de colifagos somáticos (SO), respecto a unas concentraciones iniciales de 5,8 u_{log}/100 ml de CT y de 5,3 u_{log}/100 ml de SO.

Palabras clave: regeneración, agua regenerada, agua residual regenerada, desinfección con hipoclorito sódico, desinfección con luz UV, indicadores bacterianos, indicadores víricos.

INTRODUCCIÓN

La reutilización de agua residual es una forma real de incrementar los recursos hidráulicos y a la vez mejorar la calidad de las aguas naturales. No obstante, la reutilización de agua residual puede comportar un riesgo sanitario para las personas, ya que la exposición a los microorganismos patógenos en estos casos es mayor que cuando se utilizan aguas no contaminadas con agua residual (Mujeriego, 1990; Botero *et al.*, 1997). Las dosis adecuadas de reactivos y el método de desinfección adoptados para la regeneración de un agua residual dependen fundamentalmente de su calidad. Por tanto, las condiciones óptimas de funcionamiento del proceso de regeneración deben determinarse en cada caso a partir de la calidad del efluente disponible y de las unidades de tratamiento físico-químico empleadas (Asano *et al.*, 1992).

La eliminación de los microorganismos patógenos contenidos en un agua residual tratada se consigue mediante un proceso de desinfección (Asano *et al.*, 1990). Para asegurar la inactivación total de los microorganismos indicadores presentes en un agua es necesario reducir al mínimo posible el contenido de materia en suspensión (MES) y la turbiedad del agua a tratar, ya que las partículas ofrecen a los microorganismos una barrera protectora frente a la acción de los desinfectantes. La eliminación de la MES y la turbiedad del agua pueden conseguirse sometiendo al agua a diversos procesos físico-químicos antes de proceder a su desinfección. Este conjunto de procesos se designa comúnmente como tratamiento terciario e incluye la coagulación, la floculación, la decantación y la filtración. El tratamiento terciario permite, además, eliminar un porcentaje elevado de los virus, las bacterias y los parásitos contenidos en el afluente, confiriendo así una mayor fiabilidad al proceso de regeneración.

Sección de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental. Universidad Politécnica de Cataluña. Jordi Girona 1-3. Módulo D-1. 08034 Barcelona. España.
Telf. 93 401 59 52 E mail: p.aguirre@upc.es, joan.garcia@upc.es, rafael.mujeriego@upc.es

Artículo recibido el 16 de junio de 2003, recibido en forma revisada el 4 de septiembre de 2003 y el 21 de octubre de 2003 y aceptado para su publicación el 6 de noviembre de 2003. 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.

Los productos más comúnmente utilizados para la desinfección de un agua son el cloro y sus derivados, el ozono y la luz ultravioleta (UV). El cloro es el desinfectante por excelencia, ya que en general ofrece una gran eficacia y su aplicación es bien conocida. Sin embargo, los compuestos organoclorados (DPBs) generados por la acción del cloro sobre la materia orgánica suscitan una notable preocupación, que ha llevado a considerar sistemas que eviten la formación de estas sustancias, tales como la luz UV (Kuiper y Wechsler, 1975; Asano y Levine, 1998). La luz UV ha venido siendo utilizada con éxito en aguas de abastecimiento desde hace varias décadas y su desarrollo tecnológico ha avanzado notablemente en los últimos años (Wolfe, 1990). Actualmente se dispone de sistemas de luz UV de media presión caracterizados por su gran compacidad, su escasa exigencia de espacio y el gran atractivo de reducir los costes de obra civil y de operación (Parrotta y Bekdash, 1998).

Sin embargo, la aplicación de la luz UV para la desinfección de agua residual depurada todavía presenta notables limitaciones, especialmente derivadas de su escasa eficacia desinfectante cuando se utilizan aguas residuales de composición físico-química muy diferente e incluso variable en función de los vertidos de zona. Estas condiciones de explotación son muy distintas de las registradas en aguas de abastecimiento, donde los equipos de luz UV han demostrado una gran eficacia. La variabilidad propia de las aguas residuales hace necesario realizar estudios en planta piloto que: 1) corroboren la eficacia de los equipos de luz UV con diferentes tipos de efluentes secundarios, 2) determinen su campo de aplicación y 3) establezcan claramente los rendimientos que se pueden llegar a alcanzar en la práctica. En este estudio se ha utilizado un equipo de luz UV de media presión para desinfectar un agua residual depurada, con un contenido significativo y variable de aguas industriales que le confieren una transmitancia a 254 nm inferior a un 30%.

Dos estudios realizados recientemente (Manzanares, 2000; Fernández, 2000) han permitido evaluar la eficacia de la desinfección con un mismo equipo de luz UV de media presión, pero utilizando los efluentes secundarios de dos EDARs convencionales, en las que no se disponía de tratamiento previo. Los resultados obtenidos revelaron diferencias significativas entre los grados de inactivación bacteriana alcanzada en cada uno de los dos efluentes, confirmando así la gran

dependencia que el proceso de desinfección con luz ultravioleta tiene con respecto a las características del efluente disponible y especialmente a su transmitancia. Todas estas observaciones muestran que una de las metas más importantes de los procesos de mejora de la calidad del agua, previos a su desinfección con luz UV, debe ser el aumento de su transmitancia.

España no dispone actualmente de reglamentación relativa a los criterios de calidad físico-químicos y microbiológicos mínimos a tener en cuenta para la reutilización de agua residual depurada, ni tampoco existe una Directiva Europea al respecto. Como alternativas prácticas, se utilizan los criterios establecidos en el *Título 22* del Código del Agua de California (State of California, 2001) que establecen, por ejemplo, la no-detección de coliformes totales (CT) en 100 ml de muestra cuando el agua se reutiliza para riego de cultivos de consumo crudo, o las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1989), que establecen un límite de 1000 unidades formadoras de colonias de coliformes fecales (CF) en 100 ml de muestra (<1000 ufc CF/100 ml) para el mismo uso.

El Centro de Estudios y Experimentación (CEDEX, 1999) del Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente elaboró en 1999 una propuesta de criterios físico-químicos y microbiológicos mínimos de calidad para la reutilización de aguas residuales depuradas, que establece unos recuentos intermedios (<200 ufc CF/100 ml) al de los criterios y recomendaciones anteriores. Además, la última revisión del *Título 22* incluye un requisito adicional destinado a asegurar la desinfección vírica, según el cual el proceso de desinfección con cloro debe garantizar un valor de Cxt no inferior a 450 mg-minuto/l, donde Cxt representa el producto de la concentración total de cloro residual por el tiempo de contacto modal, medidos ambos en un mismo punto; como criterio alternativo se acepta utilizar otro método de desinfección que asegure una inactivación vírica de 99,999% (5 ulog/100 ml) (State of California, 2001).

OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio es optimizar el proceso de clarificación y desinfección de una planta piloto de regeneración convencional de agua, en función de la calidad del efluente secundario disponible,

determinando: 1) la idoneidad del efluente secundario para ser reutilizado en riego agrícola, 2) las dosis adecuadas de reactivos y 3) la fiabilidad y el rendimiento de cada una de las etapas. El estudio trata de comparar la eficacia de la desinfección con cloro y con luz UV, evaluando la capacidad de cada uno de estos agentes desinfectantes para satisfacer los criterios de calidad propuestos en el *Título 22* del Código del Agua de California. Se ha tratado en definitiva de determinar el método de desinfección más adecuado para conseguir esos objetivos de calidad sanitaria y comprobar la fiabilidad de un equipo de luz UV de media presión para desinfectar un agua residual con un contenido notable de aguas industriales, que posteriormente se destinará al riego agrícola sin restricciones.

Por último, el estudio trata de valorar las garantías que los coliformes totales y los coliformes fecales ofrecen como indicadores de contaminación fecal, así como de la necesidad o conveniencia de plantearse la incorporación adicional de indicadores víricos para el control del proceso de desinfección.

PLAN DE TRABAJO, MUESTRAS Y MÉTODOS

El plan de trabajo incluyó tres fases: 1) la caracterización del efluente secundario de la EDAR de Mataró durante los meses de enero y febrero de 2000, 2) la determinación y la selección de las dosis de coagulante y de hipoclorito sódico (NaClO) durante el mes de septiembre de 2000 y 3) la evaluación del rendimiento de cada etapa del proceso y de los métodos de desinfección (cloro y UV), basada en la inactivación bacteriana y vírica, durante los meses de noviembre de 2000 a junio de 2001.

La caracterización del agua residual depurada de la EDAR de Mataró se realizó a partir de 7 campañas de muestreo efectuadas durante cada uno de los siete días de la semana. Las muestras obtenidas con periodicidad horaria se mezclaron para obtener una muestra compuesta diaria, cuya preparación tuvo en cuenta la evolución del caudal diario. Las muestras se recogieron con un muestreador automático portátil SIGMA 900. Las muestras compuestas fueron analizadas con respecto a los parámetros de calidad que mayor importancia tienen para el riego agrícola: pH, conductividad, alcalinidad, amoníaco, nitratos, nitritos, ortofosfatos, DQO, boro, cloruros, sulfatos, sodio, calcio,

magnesio, potasio, tasa de adsorción de sodio (TAS), aluminio, arsénico, cadmio, cromo, cobre, hierro, plomo, manganeso, mercurio, níquel, selenio, zinc y molibdeno (Asano y Stuart, 1990). Así mismo, se analizaron las concentraciones de los indicadores fecales convencionales (coliformes totales, fecales y estreptococos fecales) y de los virus (colifagos somáticos). Los trabajos relativos a la caracterización físico-química y bacteriológica del agua se analizaron con detalle por Aguirre (2001), mientras que el comportamiento de los colifagos somáticos lo analizó García Sierco (2002).

Las muestras compuestas fueron recogidas en frascos de vidrio o de polietileno, dependiendo de los parámetros que se trataba de determinar, y fueron transportadas en neveras portátiles hasta el laboratorio de la Sección de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, donde se conservaron a 4°C hasta la realización de los ensayos, dentro de los períodos máximos de conservación recomendados (APHA-AWWA-WPCF, 1995). Los análisis de metales pesados se realizaron en el Laboratorio del Servicio Técnico de la Universidad de Barcelona (UB) mediante métodos de absorción atómica y de ICP plasma. También se recogieron y analizaron muestras puntuales del agua de abastecimiento público de la zona y del agua de pozo de la masía Can Boix que normalmente se utiliza como fuente de suministro para riego agrícola.

La elección del coagulante más adecuado para el proceso de regeneración se realizó mediante ensayos de floculación (*jar tests*) en los que se registró la evolución de los siguientes parámetros de calidad: turbiedad, conductividad, pH, transmitancia y efecto producido por el polielectrolito. Además, y como novedad en este tipo de ensayos, se estudió la eficacia de los diferentes coagulantes sobre la inactivación vírica, utilizando los colifagos somáticos (SO) como indicadores. La absorción de la luz UV por el catión Fe^{+3} hace que las concentraciones residuales de coagulantes férricos puedan causar una disminución de la transmitancia del agua (Cooper-Smith, 2001). Esta circunstancia y la escasa transmitancia propia del efluente secundario disponible llevaron a desechar la utilización de este tipo de coagulantes. Los ensayos de floculación se realizaron con cinco coagulantes, con una estructura basada en el catión aluminio (Al^{+3}) y en forma de policloruros y polisulfatos de aluminio, cuyos nombres comerciales son los siguientes: PAX-18, PAX XL-9, PAX XL-63, PAX-10 y UPAX-73; el polielectrolito utilizado fue Fennopol A-321E (Kemira Iberia, 2000).

La planta de regeneración estudiada cuenta con un sistema de desinfección mediante hipoclorito sódico (NaClO). El cloro libre añadido en forma de hipoclorito reacciona con el amoníaco y los productos orgánicos presentes en el agua tratada, dando lugar a diversos tipos de cloraminas, tanto inorgánicas como orgánicas. La notable concentración de amoníaco ($40 \text{ mg NH}_4^+ \text{-N/l}$) del efluente secundario hace que todo el cloro añadido se transforme en cloraminas (cloro combinado). La determinación del cloro libre y de las cloraminas se realizó con el método de la dietil-p-fenileno diamina (DPD) (Palin, 1957). Por otra parte, la determinación de la dosis óptima de hipoclorito sódico necesaria para la inactivación total de los CT presentes en el agua se realizó mediante ensayos de laboratorio (Nicholson, 1965). El ensayo básico consiste en añadir un mismo volumen de agua a diferentes vasos de precipitados y aplicar a cada uno de ellos una dosis creciente de hipoclorito sódico. Transcurrido un tiempo de contacto determinado, se determina el cloro residual total y la concentración de CT en cada uno de los matraces. El cloro residual total se calcula sumando las concentraciones de todas las especies cloradas (cloro libre y cloro combinado) obtenidas al cabo de un determinado tiempo de contacto mediante el método del DPD.

La evaluación del rendimiento de cada etapa del proceso de regeneración y de los dos procesos de desinfección (hipoclorito y UV) se realizó mediante un seguimiento sistemático de la planta piloto. Los puntos de muestreo fueron: 1) la captación de agua residual depurada, 2) el efluente del decantador, 3) el efluente del filtro, 4) el efluente del reactor de luz UV y 5) la salida del reactor de cloración. Las muestras se recogieron una vez por semana, una vez alcanzado un régimen permanente de funcionamiento, y en ellas se analizaron los siguientes parámetros: pH, turbiedad, transmitancia, conductividad, cloro residual, DQO, MES, amoníaco, ortofosfatos, CT, CF, EF y SO. El pH se determinó con un medidor de pH portátil modelo 506 de la marca CRISON, la conductividad con un conductímetro portátil modelo 30 de la marca YSI y la turbiedad con un turbidímetro de dispersión portátil modelo HI 93703 de la marca HANNA. La transmitancia se midió a 254 nm con un espectrofotómetro de la marca SPECTRONIC Modelo GENESYS™ 8 UV/Visible. El cloro residual se determinó *in situ* con el método DPD. La DQO se analizó con el método del dicromato de potasio, la MES con el método gravimétrico, el amoníaco con el método del electrodo selectivo y el ortofosfato con el método colorimétrico.

Todas las técnicas analíticas empleadas en este estudio son las indicadas en APHA-AWWA-WPCF (1995). Las muestras recogidas para los análisis microbiológicos se tomaron en botellas esterilizadas conteniendo 0,1ml de tiosulfato sódico al 3% por cada 100 ml, con objeto de neutralizar el efecto bactericida del cloro residual presente en el momento del muestreo. Las muestras para la identificación de los SO se preservaron en glicerol al 20%, a 20°C bajo cero. Los coliformes totales (CT), los coliformes fecales (CF) y los estreptococos fecales (EF) se identificaron y enumeraron por el método de filtración con membranas (APHA-AWWA-WPCF, 1995) y la identificación de los SO se realizó con la norma ISO 10705-2 (ISO, 1999). Las valoraciones microbiológicas se han restringido a los coliformes totales y los coliformes fecales, en razón de la tendencia actual a utilizar únicamente estos dos indicadores en los criterios y normas de calidad del agua.

INSTALACIONES Y TRABAJOS EXPERIMENTALES EN LA PLANTA PILOTO

La planta piloto de regeneración de agua se encuentra ubicada en la EDAR de Mataró (Barcelona), en la margen izquierda de la Riera de Aberra. Los campos de riego agrícola experimentales están situados en la margen derecha de la misma riera. La EDAR de Mataró trata un caudal medio de agua residual de $57.000 \text{ m}^3/\text{día}$, mediante un proceso de fangos activados de doble etapa.

La planta piloto está dimensionada para producir diariamente entre 20 y 60 m^3 de agua regenerada y cuenta con un sistema de control automático que le permite funcionar en continuo durante 24 horas. La planta está dotada de una bomba peristáltica para la captación del agua depurada, dos floculadores de PVC ($0,25 \text{ m}^3$) provistos de una agitación lenta, un decantador lamelar de PVC ($0,9 \text{ m}^3$), un depósito de PVC (2 m^3) para almacenar el agua decantada, un filtro bicapa automático, un depósito (1 m^3) para almacenar el agua filtrada y dos líneas de desinfección independientes. La desinfección con hipoclorito sódico (NaClO) dispone de un sistema de dosificación y de un reactor tubular (tipo serpentin) que asegura un tiempo medio de contacto de 90 minutos. La desinfección con luz ultravioleta (UV) incluye un equipo *Berson Inline 20* de media presión. Las aguas desinfectadas con hipoclorito y con UV se almacenan separadamente en dos depósitos de 20 m^3 cada uno. El agua regenerada se bombea por medio de grupos de presión a los campos experimentales de riego. La Figura 1 muestra el diagrama de proceso de la planta piloto de regeneración.

Por tanto, los valores registrados experimentalmente en este estudio son significativamente inferiores a los que cabía esperar para un agua residual depurada. La DQO del efluente biológico secundario registró un valor medio de 200 mg O₂/l, debido principalmente a la presencia de vertidos industriales en la zona, lo que explica los bajos valores de la transmitancia registrados. La calidad del efluente secundario de la EDAR de Mataró presenta una marcada variación entre los días de la semana, especialmente en relación con su conductividad, su turbiedad y su transmitancia. Los valores más bajos de la turbiedad y los más altos de la transmitancia se registran en general los lunes, con tendencia a empeorar los miércoles y a mejorar los viernes.

El efluente secundario de la EDAR de Mataró registró una concentración media de 5,80 ulog/100ml para los CT, de 5,67 ulog/100 ml para los CF y de 5,58 ulog/100 ml para los SO. Todas las concentraciones microbianas medias se obtuvieron a partir de las concentraciones puntuales expresadas en ulog/100 ml. Estos valores experimentales de la calidad microbiológica del efluente secundario corresponden a los esperados para un agua residual depurada.

En definitiva, los resultados analíticos confirman la calidad agronómica aceptable del efluente depurado, aunque resaltan la necesidad de adecuar su calidad sanitaria, a fin de poder utilizarlo para el riego agrícola sin restricciones y en particular de cultivos de consumo crudo.

TIPO DE COAGULANTE Y DOSIS ÓPTIMA

El PAX XL-63 es el coagulante que mejores resultados proporcionó con el efluente secundario estudiado, siendo su dosis óptima de 25 mg/l Al⁺³, de acuerdo con los ensayos de floculación. La Figura 2 muestra la evolución de la turbiedad, la transmitancia y la inactivación vírica en función de la dosis de este coagulante. Esta dosis óptima de coagulante hace que la turbiedad del agua alcance un valor mínimo de 1,0 UNT y que su transmitancia aumente del 30% al 52%, a la vez que logra flocular el 83% de los colifagos somáticos del afluente, lo que equivale a una reducción de 0,8 ulog/100 de SO.

La transmitancia del agua no registró aumentos significativos en función de la dosis y del tipo de coagulante; es decir, todos los coagulantes tuvieron un comportamiento similar, sin que ninguno de ellos destacara en particular. En general,

Tabla 1. Valores medios de la conductividad, el boro, la TAS y los metales pesados del efluente de la EDAR de Mataró y valores recomendados por el University of California Committee of Consultants (1974) y Ayers y Westcot (1985) para riego agrícola y de jardinería. Adaptado de Aguirre (2001).

Parámetros	Unidad	Valores medios (a)	Intervalo Recomendado
Conductividad	µS/cm	2570	0-3000
Boro	mg/L	1,2	0-3
Tasa de adsorción de sodio, TAS	mg/L	13	0-15
Arsénico	mg/L	< 0,01	< 0,1
Cadmio	mg/L	0,007	< 0,01
Cromo	mg/L	< 0,015	< 0,1
Cobre	mg/L	0,03	< 0,2
Hierro	mg/L	0,21	< 1,5
Plomo	mg/L	0,002	< 5
Mercurio	mg/L	< 0,01	< 0,001
Selenio	mg/L	< 0,01	< 0,02
Zinc	mg/L	0,2	< 2
Cobalto	mg/L	0,001	< 0,05

a) Valores medios de 7 muestras compuestas del efluente.

la transmitancia del agua aumenta a medida que lo hace la dosis de coagulante. Sin embargo, los aumentos más significativos de la transmitancia se registran a dosis bajas de coagulante. Cabe pensar que, tras la floculación de la materia en suspensión presente en el efluente secundario, una dosis adicional de coagulante no tiene efectos significativos sobre la materia orgánica disuelta presente en este agua, lo que explicaría que su transmitancia no experimentara aumentos apreciables.

La concentración de SO disminuye a medida que la dosis de coagulante aumenta en todos los casos ensayados. Sin embargo, la evolución registrada con cada coagulante es diferente; mientras algunos (PAX XL-63, PAX 18) alcanzaron la mayor reducción de SO (0,5 a 1,0 ulog) con dosis comprendidas entre 5 y 10 mg Al³⁺/l, otros provocaron una reducción más suave y proporcional a la dosis aplicada.

El uso de polielectrolito (A-321 E) mejoró los valores de la turbiedad residual registrada, aunque ello no comportara una diferencia notable entre los valores medios de la transmitancia. Sin embargo, la carga vírica tuvo una evolución diferente a la esperada. La adición de polielectrolito hizo que las partículas víricas se separaran de los flóculos, quedando de nuevo en suspensión, en vez de quedar retenidas en el fango sedimentado.

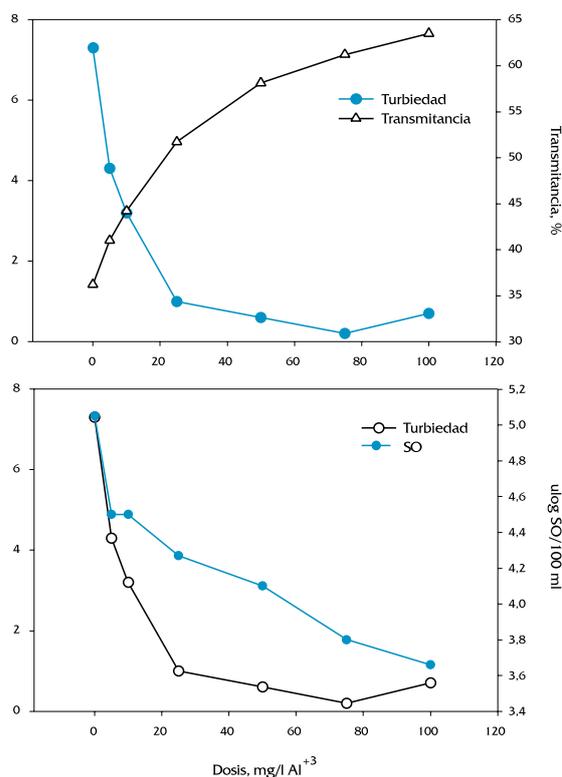


Figura 2. Evolución de la turbiedad, la transmitancia y la concentración de SO en función de la dosis de coagulante (PAX XL-63), en el proceso de regeneración de agua de Mataró.

Tabla 2. Calidad físico-química media del efluente secundario de la EDAR de Mataró, del agua de pozo de la masía Can Boix utilizada para riego agrícola y del agua de abastecimiento público de la zona. Adaptado de Aguirre (2001).

Parámetros	Efluente Secundario de la EDAR de Mataró (a)	Agua de Pozo de Can Boix	Agua de Abastecimiento de Mataró (b)
pH	7,6	6,7	7,1
Conductividad, $\mu\text{S/cm}$	2570	2440	480
Alcalinidad, como CaCO_3 mg/L	470	240	130
Bicarbonatos, como CaCO_3 mg/L	290	150	80
Calcio, mg/L	105	400	58
Cloruros, mg/L	510	190	60
Sulfatos, mg/L	270	520	---
Amoníaco, mg-N/L	39	n/d	n/d
Nitritos, mg N/L	0,03	0,02	n/d
Nitratos, mg/L	0,1	67	n/d
Ortofosfato, mg-P/L	6,2	n/d	n/d

a) Resultados medios de 7 muestras compuestas.

b) Resultados medios de 2 muestras puntuales.

La Figura 3 muestra el efecto de la adición de polielectrolito sobre la evolución de la carga vírica residual, en función de la dosis del coagulante UPAX-73, utilizado provisionalmente durante el estudio de laboratorio, en lugar del coagulante PAX XL-63 utilizado sistemáticamente en la planta de demostración.

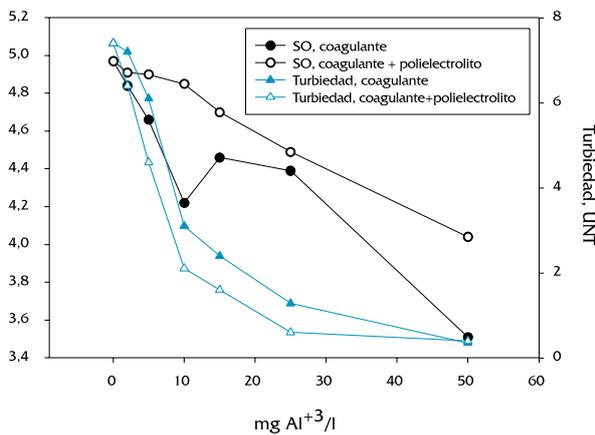


Figura 3. Evolución de la carga vírica en función de la dosis del coagulante UPAX 73 y la adición de 0,5 mg/l de polielectrolito (A-321 E) en el proceso de regeneración de agua de Mataró.

La aplicación de la dosis óptima de coagulante PAX XL-63 obtenida en el laboratorio originó una elevada producción de fangos en la planta experimental, reduciendo las horas de funcionamiento efectivas del decantador y obligando a realizar limpiezas frecuentes. La dosis de coagulante adoptada en la práctica fue de 12 mg/l Al³⁺. La adición de 0,5 mg/l de polielectrolito permitió compensar esta reducción de coagulante y asegurar una menor producción de fangos, permitiendo el funcionamiento ininterrumpido del decantador durante 40 horas.

DOSIS ÓPTIMA DE HIPOCLORITO SÓDICO

La Tabla 3 muestra las dosis de cloro aplicadas y las concentraciones de especies cloradas y de CT registradas al cabo del tiempo de contacto considerado en cada caso. La dosis óptima de cloro adoptada fue de 8,0 mg Cl₂/l, después de que no se pudiera detectar la presencia de CT en el agua desinfectada con dosis comprendidas entre 8,0 y 16 mg Cl₂/l y un tiempo de contacto de 120 minutos. El tiempo de contacto de 30 minutos no se tuvo en cuenta para determinar la dosis, ya que la desinfección vírica efectiva requiere un tiempo de 90 minutos como mínimo. No obstante, el estudio de las concentraciones de las especies cloradas registradas al cabo de 30 minutos y de 180 minutos permitió evaluar su evolución con el tiempo. La aplicación de la dosis óptima de cloro (8,0 mg Cl₂/l) en la planta experimental permitió confirmar su validez, sin ser necesaria ninguna modificación. El cloro residual en el efluente del reactor de desinfección osciló entre 4,5 y 6,0 mg Cl₂/l, mientras que su valor medio a la salida del depósito de almacenamiento fue de 1,8 mg Cl₂/l. Este valor es inferior al máximo de 5 mg Cl₂/l recomendado para evitar quemaduras en las hojas de las plantas.

Los datos experimentales obtenidos indican que la monocloramina es la principal especie desinfectante en un agua de esta calidad. Las monocloraminas tienen una menor capacidad desinfectante que el cloro libre y son menos reactivas que éste, especialmente con la materia orgánica, pero son más estables que aquel (Davis y Cornwell, 1991). Esta menor capacidad desinfectante se suele compensar aumentando el tiempo de contacto del desinfectante con el agua dentro del reactor.

Tabla 3. Concentraciones de especies cloradas, medidas al cabo de 30 y 120 minutos de tiempo de contacto, y concentraciones de coliformes totales obtenidas en cada caso, mediante ensayos experimentales de laboratorio. Aguirre (2001).

Dosis de cloro, mg/l Cl ₂	Tiempo de reacción 30 min			Tiempo de reacción 120 min			Concentración de coliformes totales (CT)	
	Especies cloradas			Especies cloradas			tiempo de reacción	
	cloro libre Cl ₂ mg/l Cl ₂	monocloramina NH ₂ Cl mg/l Cl ₂	cloro residual mg/l Cl ₂	cloro libre Cl ₂ mg/l Cl ₂	monocloramina NH ₂ Cl mg/l Cl ₂	cloro residual mg/l Cl ₂	30' ufc/100ml	120' ufc/100ml
5,0	2	0,4	2,4	1,1	0	1,1	80	9
8,0	1,5	4,7	6,2	0,5	3,4	3,9	0	0
12,0	0,7	8,4	9,1	1,1	5,6	6,7	0	0
16,0	1,1	11,6	12,7	1,80	7,8	9,6	0	0

EFICACIA DE LAS FASES DE TRATAMIENTO

La Tabla 4 muestra los valores medios y las desviaciones típicas de los parámetros físico-químicos del agua tratada y de los parámetros de control de las diferentes etapas del proceso de regeneración. Así mismo, la Tabla 4 indica los valores medios y las desviaciones típicas, en unidades logarítmicas, de las concentraciones de indicadores bacterianos y víricos en el efluente de cada etapa del proceso.

El proceso de coagulación-floculación-decantación, con una dosis de coagulante de 12 mg/l Al^{+3} y de 0,5 mg/l de polielectrolito, permitió reducir la turbiedad media del agua desde 30,2 UNT a 7,2 UNT. Cabe resaltar que dicha etapa es la que consiguió el mayor incremento de transmitancia, con un aumento del 18,6% al 35,6%, lo que significó casi duplicar la transmitancia inicial. Esta etapa consiguió reducir los CT en un 52,5% (0,35 ulog/100 ml) y los SO en un 60% (0,40 ulog/100 ml).

La filtración disminuyó la turbiedad del agua de un valor medio de 7,2 UNT a 3,8 UNT, en cambio sólo produjo un incremento de la transmitancia del 5% y no redujo de forma significativa las concentraciones de CT y de SO. Ello pudo ser debido a la existencia de un bombeo previo a la filtración, cuando lo más adecuado es filtrar por gravedad sin generar turbulencias. Los resultados de este estudio indican que para lograr un aumento significativo de la transmitancia, antes de realizar la desinfección, es fundamental contar con un proceso eficaz de coagulación-floculación-decantación y de filtración. Además, esta combinación de procesos asegura una eliminación adicional de microorganismos, aportando una mayor fiabilidad al proceso. La Figura 4 muestra la evolución de la turbiedad, la transmitancia, la MES y las concentraciones de CT, de CF y de SO en las diferentes etapas del proceso de regeneración.

Tabla 4. Valores medios y desviaciones típicas de los parámetros de control físico-químicos y microbiológicos de las diferentes etapas del proceso de regeneración de la EDAR de Mataró. Adaptado de Aguirre (2001).

Parámetro	Puntos de muestreo de la Planta piloto (efluentes)									
	Efluente secundario		Decantador lamelar		Filtro a presión		Desinfección U.V.		Desinfección NaClO 4%	
	Media	Des. típ. n	Media	Des. típ. n	Media	Des. típ. n	Media	Des. típ. n	Media	Des. típ. n
pH	7,45	0,12 n=30	7,30	0,11 n=12	7,30	0,11 n=15	7,30	0,1 n=15	7,70	0,15 n=10
Conductividad, uS/cm	2570	511 n=30	2490	511 n=12	2520	500 n=25	2650	351 n=15	2760	315 n=10
Turbiedad, UNT	30,3	14 n=30	7,2	4,5 n=12	3,8	2 n=25	2,7	1,2 n=15	3,3	0,65 n=10
Transmitancia,%	18,6	7,6 n=30	35,6	10,7 n=12	40,2	8 n=25	39,8	7,4 n=15	35,1	7,0 n=10
DQO, mg/l O_2 (a)	202	44 n=12	152	35 n=3	146	40 n=5	135	20 n=5	137	29 n=5
MES, mg/l (a)	47,3	21,4 n=9	9	-- --	2	-- --	1,8	0,5 n=3	1,6	0,8 n=3
Amoniaco, mg/l NH_3-N (a)	39	5,1 n=9	35,2	-- --	36,6	-- --	39,6	8 n=3	38,2	6,5 n=3
Ortofosfato, mg/l PO_4 (a)	6,2	1,8 n=9	3,5	-- --	1,9	-- --	2,4	1,2 n=3	2,8	1 n=3
Coliformes totales, ulog/100ml (b)	6,21	1,0 n=17	5,86	0,6 n=3	5,84	0,7 n=15	3,14	0,8 n=18	0	0,8 n=10
Coliformes fecales, ulog/100ml (b)	5,67	0,5 n=17	5,08	0,4 n=3	4,87	0,5 n=15	2,57	1,1 n=18	0	1,1 n=10
Colifagos somáticos, ufp/100ml	5,58	0,3 n=17	5,29	0,7 n=3	5,26	0,5 n=15	2,01	1 n=18	--	

a) Los valores están basados en muestras integradas, salvo para los que no se indican desviación estándar.

b) Los valores están obtenidos con tres replicas para cada indicador bacteriano. Las medias están obtenidas a partir de los valores en ulog/100 ml.
n: números de datos analizados

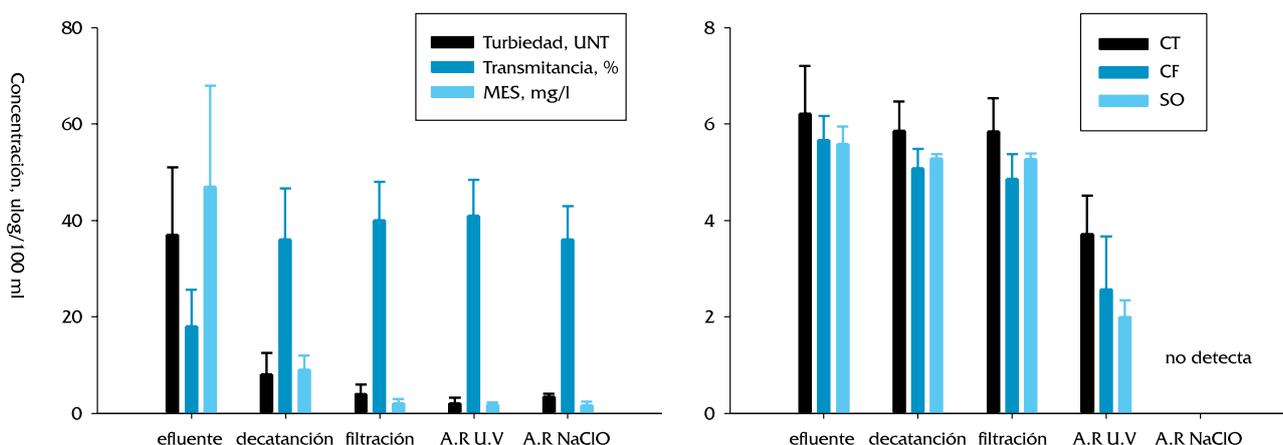


Figura 4. Evolución de la turbiedad, la transmitancia, la MES y las concentraciones de CT, de CF y de SO durante las diferentes etapas del proceso de regeneración de agua de Mataró.

DESINFECCIÓN CON HIPOCLORITO SÓDICO Y LUZ ULTRAVIOLETA

Los resultados de la Tabla 4 confirman que las concentraciones de indicadores bacterianos en el agua regenerada con hipoclorito sódico satisfacen los criterios microbiológicos de calidad establecidos en el *Título 22* de California para el riego de cultivos de consumo crudo. Además, el proceso de desinfección registró una fiabilidad excelente, ya que más del 95% de las muestras analizadas cumplieron con el criterio de calidad adoptado (Figura 5). En cambio, la desinfección con luz UV de este mismo efluente no permitió satisfacer el criterio de calidad adoptado, es decir, no logró la inactivación total de los CT ni aseguró una reducción de 99,999% (5 ulog) de los SO. Tampoco consiguió satisfacer las recomendaciones de la OMS (1989) o los criterios propuestos por el CEDEX (1999).

La eficacia de la desinfección con luz ultravioleta fue notablemente inferior a la esperada, debido a la escasa transmitancia del agua regenerada. Aunque el tratamiento terciario consiguió aumentar la transmitancia del agua desde un valor medio del 18,5% hasta casi un 40%, no fue suficiente para conseguir los rendimientos esperables del equipo. Los aportes de aguas industriales al afluente de la EDAR de Mataró hacen que el efluente secundario de la planta contenga todavía concentraciones relativamente altas de materia orgánica disuelta, que permanecen incluso después del tratamiento físico-químico (140 mg O₂/l) y confieren al agua una transmitancia notablemente baja (< 40 %). En estas condiciones, el equipo de luz UV no pudo competir en eficacia con la desinfección con hipoclorito.

Una alternativa práctica en este caso es utilizar un sistema combinado de desinfección, utilizando primero el equipo de luz UV y aplicando posteriormente una pequeña dosis de cloro, a fin de inactivar todos los microorganismos indicadores que han superado la primera fase.

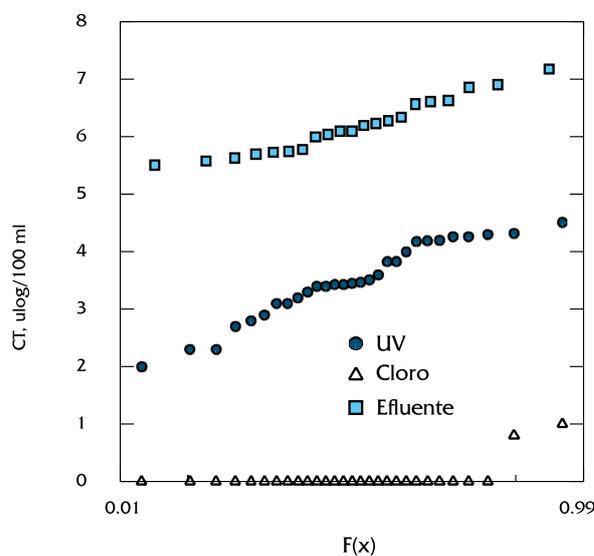


Figura 5. Frecuencia acumulada de la concentración de CT en el efluente secundario y el agua regenerada desinfectada con hipoclorito y con luz UV, en el proceso de regeneración de agua de Mataró.

Esta alternativa ofrece dos ventajas interesantes. La primera es que reduce considerablemente el tiempo de contacto entre el cloro y el agua, con la consecuente reducción del tamaño del reactor, que puede llegar en algunos casos a ser suprimido, si el tramo de tubería hasta el depósito es lo suficientemente largo para asegurar un tiempo mínimo de contacto.

La segunda ventaja es la mayor garantía de eliminación de patógenos que ofrece, pues la inactivación de bacterias y de virus es muy diferente según el método de desinfección aplicado (Whitby y Palmeter, 1993; Darby *et al.*, 1995); la utilización consecutiva de luz UV y de hipoclorito sódico puede conseguir mejores niveles de calidad microbiológica que la aplicación exclusiva de uno de estos dos procesos.

La desinfección con hipoclorito sódico produce un ligero incremento de la TAS ajustada del agua, haciendo que el valor medio de 13,6 del efluente secundario de la EDAR de Mataró aumente hasta el de 15,4 que se registró en el efluente desinfectado con hipoclorito sódico. Por otra parte, la desinfección con luz UV no altera de forma perceptible el valor de la TAS ajustada del agua. En definitiva, una dosis 8 mg Cl₂/l de hipoclorito sódico produce un aumento del 12% de la TAS ajustada del agua regenerada. Hay que indicar que este aumento no conlleva un incremento similar del riesgo de que se produzcan daños en las plantas o en el suelo. No obstante, si fuera necesario limitar el aumento de la TAS ajustada del agua, bastaría con adoptar un sistema de desinfección combinado (UV+cloro), en cuanto que permite una reducción de la dosis de hipoclorito sódico.

INACTIVACIÓN BACTERIANA Y VÍRICA

La desinfección con hipoclorito sódico, utilizando una dosis de 8 mg Cl₂/l y un Cxt medio de 470 mg-minuto/l, permitió alcanzar la inactivación total de los microorganismos indicadores. La Tabla 5 muestra las concentraciones iniciales de microorganismos indicadores y el grado medio de inactivación alcanzado para cada microorganismo durante la desinfección con esta dosis de hipoclorito sódico y con una dosis de luz UV de 125 mJ/cm².

La eficacia de la desinfección con luz UV es función de la dosis aplicada al agua, de la transmitancia del agua y de su concentración inicial de microorganismos (Meulemans, 1986; Oppenheimer y Watson, 2000). La Figura 6 muestra la evolución del grado de inactivación alcanzado para los indicadores bacterianos y víricos en función de la dosis de luz UV aplicada en este estudio. Las gráficas permiten observar cómo a medida que la dosis aplicada aumentó también lo hizo la inactivación microbiana. También se observa la menor resistencia de los colifagos somáticos frente a la luz UV, en comparación con los indicadores bacterianos. Mientras que los coliformes totales experimentaron una inactivación que osciló entre 2,4 y 2,9 ulog/100 ml, con dosis comprendidas entre 75 y 125 mJ/cm², los colifagos somáticos registraron una inactivación entre 3,0 y 4,0 ulog/100 ml con esas mismas dosis.

Esta conclusión contrasta notablemente con los resultados de diversos estudios (Tartera *et al.*, 1988; Jofre *et al.*, 1995) en los que se confirma que los virus son más resistentes a la desinfección con luz UV que las bacterias. Según estos estudios, la mayor resistencia de los virus sería debida a la menor eficacia del proceso de inactivación. No obstante, estos estudios se han realizado en general desinfectando un efluente secundario sin tratamiento previo y, por consiguiente, con una concentración de MES significativamente alta, que ha oscilado entre 10 y 40 mg/l dependiendo del proceso de depuración aplicado. Sin embargo, cuando la desinfección se realiza con un efluente secundario al que se ha aplicado un tratamiento de regeneración como el adoptado en este estudio, la situación es muy diferente, ya que la concentración de MES del agua filtrada es prácticamente indetectable (< 2 mg/l). Parece lógico suponer que, en estas condiciones, tanto las bacterias como los virus se encuentran más desprotegidos ante los efectos de la luz UV que cuando el agua ha sido simplemente decantada (efluente secundario).

Tabla 5. Grado de inactivación de los microorganismos indicadores, bacterianos y víricos alcanzado durante la desinfección con hipoclorito sódico y con luz UV (a).

Indicadores	Concentración inicial u log/100 ml	Grado de inactivación, u log/100 ml	
		Hipoclorito (b)	Luz UV (c)
Coliformes totales (d)	5,8	5,8	2,9
Coliformes fecales (d)	4,9	4,9	2,2
Colifagos somáticos (e)	5,3	---	3,8

a) Los valores son medias obtenidas a partir de valores individuales expresados en u log/100 ml.

b) Valores obtenidos con una dosis de 8 mg Cl₂/l, correspondiente a un cloro residual de 5 mg Cl₂/l.

c) Valores obtenidos con una dosis de 125 mJ/cm². Véase la Figura 6.

d) Valores tomados de Aguirre (2001).

e) Valores tomados de García Sierco (2002).

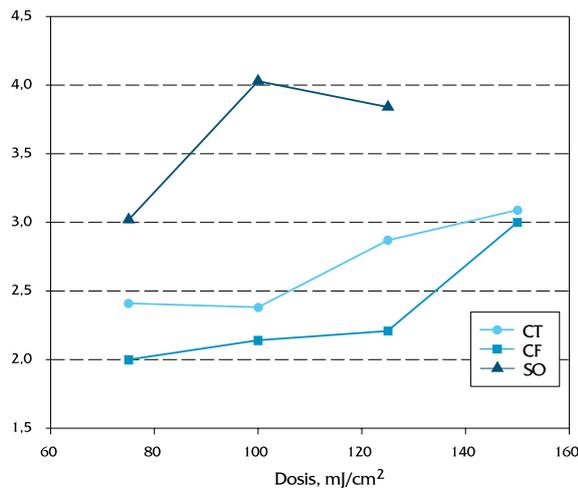


Figura 6. Valores medios del grado de inactivación de los indicadores bacterianos y víricos, en función de la dosis de luz UV aplicada en la planta de regeneración de agua de Mataró.

Es bien conocido que la presencia de MES interfiere con la desinfección de virus y de bacterias, aunque no está bien documentado a cual de los dos afecta más. Estudios recientes muestran que la inactivación de virus es más sensible a la presencia de MES que la inactivación de bacterias (Fernández, 2000; Manzanares, 2000). Por tanto, la disminución de la MES del agua puede hacer que el grado de inactivación de los virus aumente considerablemente, pudiendo llegar incluso a superar el grado de inactivación alcanzado por las bacterias. Por otra parte, otro estudio reciente (Bourrouet, 2000) indica que cuando las dosis de luz UV son bajas ($< 40 \text{ mJ/cm}^2$) los indicadores bacterianos y los víricos (SO) muestran un grado de inactivación similar, con un rango de 1,15 a 1,25 ulog/100ml, lo que sugiere que los indicadores bacterianos pueden ser aptos para evaluar la inactivación vírica cuando la dosis de luz UV utilizada es relativamente baja.

En definitiva, un agua bien decantada y filtrada (turbiedad $< 2 \text{ UNT}$ y MES indetectable) permite asegurar que tanto las bacterias como los virus tienen una exposición similar al efecto inactivador de la luz UV, sin que los virus puedan gozar de protección por adsorción en partículas o en coloides. En estas condiciones, los virus no parecen ser más resistentes a la desinfección que las bacterias, sino que su resistencia parece depender de otros factores como su concentración inicial, la transmitancia del agua y la dosis de luz UV aplicada.

Las reflexiones anteriores resaltan el interés y la necesidad de realizar estudios adicionales para determinar el papel relativo que los indicadores bacterianos y los víricos tienen en la evaluación de la contaminación fecal de un agua. El comportamiento tan diferente manifestado por los indicadores bacterianos y víricos, tal como se ha observado en este y otros estudios anteriores, lleva a considerar la conveniencia de disponer de ambos resultados como forma más adecuada de valorar la calidad sanitaria del agua, especialmente durante los procesos de desinfección destinados a la regeneración del agua utilizada para riego agrícola sin restricciones.

CONCLUSIONES

El efluente secundario de la EDAR de Mataró satisface las condiciones agronómicas requeridas para su utilización en riego agrícola, siendo necesario un proceso de regeneración que adecue su calidad sanitaria a los niveles exigidos para el riego de productos agrícolas de consumo crudo. La optimización del proceso de regeneración convencional utilizado (coagulación-floculación-decantación-filtración) ha permitido mejorar notablemente la turbiedad del agua así como su transmitancia a la luz de 254 nm, como condiciones previas para asegurar la eficacia del proceso de desinfección posterior.

La etapa de coagulación-floculación-decantación es la que produce las mejoras más significativas de los parámetros de calidad físico-química del agua evaluados. El coagulante PAX XL-63 es el que mejor se adecua a la calidad del efluente secundario de la EDAR de Mataró. Una dosis de 12 mg/l Al^{+3} , en lugar de la obtenida en el laboratorio (24 mg/l Al^{+3}), junto con una dosis de polielectrolito (A-321 E) de $0,5 \text{ mg/l}$ asegura una coagulación-floculación-decantación óptima y reduce sensiblemente la producción de fangos. El proceso de coagulación-floculación-decantación permite obtener un agua con una turbiedad media de 7,2 UNT y aumentar la transmitancia del agua del 18% al 36%. Aunque el uso de polielectrolito permitió mejorar la turbiedad residual del agua y disminuir la producción de fangos en el decantador, no consiguió mejorar la transmitancia del agua ni el grado de inactivación vírica. La dosis de PAX XL-63 aplicada logró una reducción del 51% ($0,3 \text{ ulog/100 ml}$) de los SO presentes en el efluente secundario

La desinfección con hipoclorito sódico (NaClO) permite obtener un agua regenerada que satisface el criterio de calidad bacteriológica establecido en el *Título 22* del Código del Agua de California y tiene una fiabilidad excelente. La dosis óptima de hipoclorito sódico necesaria para inactivar los microorganismos indicadores presentes en el agua fue de $8,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$, produciendo un agua regenerada apta para el riego de productos agrícolas de consumo crudo. El cloro residual a la salida del reactor osciló entre $4,5$ y $6,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$ con un valor medio a la salida del depósito de almacenamiento de $1,8 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$, lo que permite descartar la posibilidad de que el desinfectante pueda dañar los cultivos. El valor del producto Cxt ha oscilado entre 405 y 540 mg-minuto/L . El contenido de amoníaco tan elevado del efluente secundario ha hecho que la desinfección del agua se lleve a cabo principalmente por acción de las monocloraminas.

La desinfección con luz ultravioleta (UV) del agua regenerada en la EDAR de Mataró no satisface el criterio de calidad bacteriológica establecido en el *Título 22* del Código del Agua de California. Tampoco permite satisfacer las recomendaciones sanitarias de la OMS (1989) o los criterios propuestos por el CEDEX (1999). La materia orgánica disuelta en el efluente tratado hace que la transmitancia del agua regenerada sea baja, lo que interfiere de forma significativa con el proceso de desinfección con luz UV, disminuyendo su eficacia. Aunque el tratamiento terciario de regeneración consigue aumentar la transmitancia del agua desde un valor medio del $18,5\%$ hasta un 36% , no es suficiente para conseguir los rendimientos esperados. La desinfección con una dosis de luz UV de 125 mJ/cm^2 permite alcanzar una inactivación media de $2,9$ unidades logarítmicas ($\text{ulog}/100 \text{ ml}$) de CT y de $3,8 \text{ ulog}/100 \text{ ml}$ de SO, a partir de unas concentraciones iniciales de $5,8 \text{ ulog}/100 \text{ ml}$ de CT y de $5,3 \text{ ulog}/100 \text{ ml}$ de SO.

La aplicación de una dosis apropiada de hipoclorito sódico, tras la desinfección inicial con luz UV, permite mejorar la eficacia de la desinfección con luz UV, en cuanto que consigue inactivar los microorganismos que no lo han sido por la luz UV. La dosis de cloro necesaria para ello es aproximadamente de $2 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$.

Los SO han resultado ser menos resistentes a la luz UV que los indicadores bacterianos convencionales. Mientras que los CT registraron una inactivación entre $2,4$ y $2,8 \text{ ulog}/100 \text{ ml}$, con dosis comprendidas entre 75 y 125 mJ/cm^2 ,

los SO experimentaron una inactivación entre $3,0$ y $4,0 \text{ ulog}/100 \text{ ml}$ con esas mismas dosis. Estos resultados pueden interpretarse en este caso afirmando que la adopción de los CT ofrece más garantías como indicador de contaminación que los colifagos somáticos. Sin embargo, el comportamiento tan diferente de los indicadores bacterianos y víricos, observado en éste y otros estudios anteriores, lleva a considerar la conveniencia de disponer de ambos resultados como forma más adecuada de valorar la calidad microbiológica y sanitaria de un agua, especialmente durante los procesos de desinfección destinados a la regeneración del agua para riego agrícola sin restricciones. Como parámetro de control operativo cabe también considerar la utilización de un Cxt mínimo de 450 mg-minutos/L , a fin de asegurar la eficacia de la desinfección.

Recomendaciones

1. Un proceso de desinfección basado exclusivamente en la acción de las especies cloradas debe plantearse mediante la utilización de un reactor tubular con un tiempo de contacto mínimo de 90 minutos y una dosificación de cloro que permita asegurar una concentración de cloro residual en el efluente próxima a 5 mg/l Cl_2 . Esto permite alcanzar un Cxt mínimo de 450 mg-minutos/l y asegurar así la desinfección efectiva de un agua para el riego de productos agrícolas de consumo crudo.

2. El tratamiento de regeneración del agua debe establecerse en función de la calidad del agua residual a tratar y del nivel de calidad sanitario a alcanzar. Cuando los niveles de calidad sanitaria deseables sean elevados, como los requeridos para riego de productos agrícolas de consumo crudo, y el agua residual depurada tenga una turbiedad superior a 30 UNT y una transmitancia inferior al 30% , es recomendable adoptar un tratamiento terciario completo. Idéntica recomendación es aplicable cuando la calidad del agua residual depurada es muy variable.

3. La elección del proceso de desinfección debe tener en cuenta igualmente la calidad del agua regenerada. Cuando los niveles de calidad sanitaria adoptados sean altos, como los requeridos para riego de productos de consumo crudo, y el agua clarificada tenga una transmitancia inferior al 30% no se recomienda el uso exclusivo de equipos de luz UV. Unos niveles de transmitancia tan bajos hacen recomendable la adopción de un sistema combinado de desinfección (luz UV + cloro) que asegure la eficacia global del proceso a la vez que proporcione un ahorro de espacio.

4. La elección del equipo de luz UV debe basarse en la determinación previa de la transmitancia del agua a desinfectar, siendo recomendable disponer de una transmitancia mínima próxima a 50-60%.

LISTA DE SÍMBOLOS:

CT:	Coliformes Totales.
CF:	Coliformes Fecales.
EF:	Estreptococos Fecales.
SO:	Colifagos Somáticos.
UV:	Ultravioleta.
DPBs:	Compuestos organoclorados.
EDARs:	Estación Depuradora de Aguas Residuales.
TAS:	Tasa de adsorción de sodio.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio forma parte de un proyecto de demostración para la reutilización de aguas residuales que promueve y financia la Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Los autores quieren expresar su agradecimiento a los técnicos de la ACA por la disponibilidad y el interés que siempre han prestado para el desarrollo del proyecto, especialmente a Anna Latorre y a Josep Maria Obis. Este trabajo ha sido posible gracias a los estudios realizados por los alumnos Paula Aguirre (2001) y Julián García Sierco (2002), así como a la experiencia analítica adquirida por el alumno de doctorado Andrei Bourrouet (2000) y las diversas tesinas de especialidad realizadas por alumnos de la Sección de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la UPC durante los últimos años. Hemos de agradecer también la asistencia personal y material prestada por Kemira Ibérica, que nos ha facilitado los coagulantes y el polielectrolito utilizados en este estudio.

REFERENCIAS

Aguirre Morales, P. (2001). Regeneración de Agua para Riego Agrícola. Tesina de Postgrado en Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Cataluña. Noviembre de 2001. 129 páginas.

APHA-AWWA-WPCF. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 19th edition. American Public Health Association. Washington, D.C.

Asano, T., Levine, A.D. (1998). *Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction*. En: *Wastewater Reclamation and Reuse* (Asano, T., Ed), Water Quality Management Library 10. Technomic Publishing Co. Inc. Pennsylvania. pp. 1-56.

Asano, T., Richard, D., Crites, R., Tchobanoglous, G. (1992). *Evolution of tertiary treatment requirements in California*. *Wat. Env. Tech.* 4, 2, 36-42.

Asano, T., Sheikh, B., Cort, P., Kirkpatrick, W., Jaques, R. (1990). *Monterey wastewater reclamation study for agriculture*. *J. Wat. Poll. Control Fed.* 62, 3, 216-226.

Asano, T., Stuart, G. (1990). Agua Residual Municipal: tratamiento y características del agua regenerada. En: *Riego con Agua Residual Municipal Regenerada. Manual Práctico*. (Mujeriego, R. Ed.). Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.

Ayers, R., Westcot, D. (1985). *Water Quality for Agriculture*. FAO Irrig. Drainage Paper 29, Rev.1, Food Agric. Org. U.S., Rome, Italy.

Botero, L., Montiel, M., Estrada, P., Villalobos, M., Herrera, L. (1997). *Microorganism removal in wastewater stabilization ponds in Maracaibo, Venezuela*. *Wat. Sci. Tech.*, 35, 11, 205-209.

Bourrouet, A., (2000). *Los Sistemas de Lagunaje para Depuración de las Aguas Residuales Urbanas*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. 322 pp.

CEDEX. (1999). *Propuesta de Calidades Mínimas Exigidas para la Reutilización Directa de Efluentes de Depuradoras Según los Distintos Usos Posibles*. Normativa Reutilización 15-23/11/99-9.39.

Cooper-Smith, G. (2001). *Chemically-enhanced primary treatment: the UK experience*. *Water* 21. August 2001.

Darby, J., Health, M., Jacangelo, J., Loge, F., Swaim, P., Tchobanoglous, G. (1995). *Comparison of UV irradiation to chlorination: guidance for achieving optimal YV performance*. Final Report. Water Environmental Research Foundation. Virginia. 216 pp.

Davis, M., Cornwell, D. (1991) *Introduction to Environmental Engineering*. 2^o edición. McGraw-Hill, Inc.

Fernández, M. (2000) *Desinfección de Agua Residual Depurada Mediante Lámparas de Luz Ultravioleta de Media Presión*. Tesina de Especialidad. Universidad Politécnica de Cataluña. 100 pp.

García Sierco, J., (2002) *Inactivación Vírica en Tratamientos Terciarios*. Tesina de Especialidad. Universidad Politécnica de Cataluña. 110 pp.

Jofre, J., Ollé, E., Ribas, F., Vidal, A., Lucena, F. (1995) *Potential usefulness of bacteriophages that infect *Bacteriodes fragilis* as model organism for monitoring virus removal in drinking water treatment plant*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61, 9, 3227-3231.

Kemira Ibérica (2000). Tríptico explicativo de coagulante. España.

Kuiper, D., Wechsler, R. (1975). *Domestic wastewater reuse. Aspects of the treatment system*. *Wat. Res.*, 9, 655-657.

Manzanares, A. (2000). *Inactivación Vírica Mediante Luz Ultravioleta con Lámparas de Baja y Media Presión*. Tesina de Especialidad. Universidad Politécnica de Cataluña. 100 pp.

- Meulemans, C.C.E (1986) *The basic principles of UV-sterilization of water*. In *Ozono+Ultraviolet Water Treatment*, Aquatec. Amsterdam. Paris: International Ozone Association. B.1.1-B.1.13.
- Mujeriego, R. (1990) *Riego con agua residual municipal regenerada*. Generalitat de Catalunya.
- Nicholson, J. (1965) *An evaluation of the methods for determining residual chlorine in water* Analyst, 90, 187.
- OMS (1989). *Directrices Sanitarias sobre el Uso de Aguas Residuales en Agricultura y Acuicultura. Informe de un grupo de expertos*. Serie de informes técnicos, 778.
- Oppenheimer, J., Watson, M. (2000). *Impact of water quality parameters, turbidity and transmittance on UV disinfection performance and by-product formation*. Technical Symposium. American Water Works Association Research Foundation. París. Jan 27-28.
- Otto Eco España, S.A., (1999) *Nuevos Conceptos en la Desinfección de Aguas Mediante Luz Ultravioleta. Lámparas de Media Presión MultiBanda en Sistema "In Line"*. Departamento técnico de Otto Eco España, S.A. Barcelona.
- Palin, A. (1957). *The determination of free and combined chlorine in water by the use of diethyl-p-phenylene diamine*. Journal A.W.W.A., 873-880.
- Parrotta, M., Bekdash F.(1998). *UV disinfection of small groundwater supplies*. Journal AWWA., 90, 2, 71-81
- State of California "The Purple Book" Health Laws Related to Recycled Water (2001). Department of Health Services Division of Drinking Water and Environmental Management.
- State of California, "Wastewater Reclamation Criteria". (1978) Calif. Code of Regulat. Title 22, Div. 4, Environ. Health, Dep. Health Serv., Berkeley, Calif.
- Tartera, C., Bosch A., Jofre J. (1998) *The inactivation of bacteriophages infecting Bacteroides Fragilis by chlorine treatment and UV-irradiation*. FEMS Microbiol. 56, 313-316.
- Tchobanoglous, G. (1991) *Evaluation of Ultraviolet Disinfection for Wastewater Reuse Applications in California*. Department of Civil Engineering. University of California, Davis.
- USEPA. (1992). *Guidelines for water reuse*. Office of Waster Enforcement and Compliance, Washington, DC. 247 pp.
- Whitby, G., Palmeteer, G. (1993) *The effect of UV transmission, suspended solids, and photo-reactivation on microorganisms in wastewater treated with UV light*. Water Sci. Tech., 27, 34, 379-385
- Wolfe, R. (1990) *Ultraviolet disinfection of potable water*. Env. Sci. Tech., 24, 6, 768-773.